

Efeito da cobertura com polietileno ou plástico biodegradável e da rega a duas profundidades nas características do solo

Patrícia da Costa Almeida

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Agronómica

Orientador: Doutor Fernando Manuel Girão Monteiro

Júri:

Presidente: Doutora Cristina Maria Moniz Simões Oliveira, Professora Associada com Agregação do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Vogais: Doutor Nuno Renato da Silva Cortez, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Doutor Fernando Manuel Girão Monteiro, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Lisboa, 2017

Agradecimentos

Como nada é verdadeiramente individual e como existem razões para estar muito grata, quero deixar aqui escritos os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que de uma ou de outra forma estiveram presentes e assistiram ao desenvolvimento deste trabalho, que me deu (e dá) muito gosto, tanto no começo como agora no seu fim.

Ao Professor Fernando Girão, por aceitar-me como orientanda e orientar-me realmente, por partilhar sem reservas as suas ideias e opiniões, pela compreensão, confiança, disponibilidade constante e pelo seu realismo incisivo.

Agradeço ao Eng.º Artur Saraiva e à Eng.ª Raquel Costa, que acompanharam o ensaio e partilharam as suas experiências enquanto equipa do projeto “Filmagrega” e pela importante ajuda no campo.

Ao Professor Arlindo Lima e ao Eng.º Paulo Marques, pelos ensinamentos e ajuda no campo.

Às técnicas do Laboratório de Solos do ISA, Ana Maria, Isabel Balsemão e em especial à técnica Maria João pelo apoio e incentivo. Agradeço-lhes por todo o trabalho realizado e pela forma como me trataram durante os meses de trabalho no laboratório.

Aos amigos que tornaram o processo de começar, continuar e finalizar este trabalho, uma viagem mais fácil, simples, divertida, com mais ou menos filmes, livros, música e conversas de igual para igual, que vou guardar – Isabel Almeida, Manuel Videira, Sofia Lisboa, José Maria Moreira, Sofia Moniz, Catarina Sapinho e Miquelina Casqueiro.

Aos meus pais, por toda a liberdade e jovialidade inspiradora.

À avó Gracinda, ao irmão Henrique e à prima Isabel, pelos momentos de compreensão exaustiva e também pelos de incompreensão confiante.

Patrícia

Resumo

A persistência ambiental dos plásticos baseados em polietileno e a sua utilização crescente na cobertura do solo em agricultura, torna a gestão dos respetivos resíduos um problema ambiental.

O projeto “FilmAgRega” dá continuidade a outras iniciativas no mesmo âmbito, e pretende promover uma agricultura sustentável e de menor impacto ambiental, visando a substituição destes plásticos por películas biodegradáveis, que conjuguem idênticas vantagens produtivas e o uso económico da água.

Neste trabalho avaliam-se as modificações das características dum solo por influência da sua cobertura com polietileno e com plástico biodegradável, com rega subterrânea e superficial.

Foram monitorizados parâmetros relativos ao desenvolvimento da cultura e alguns indicadores da qualidade do solo (massa volúmica aparente, agregação e teores de diversas frações do carbono orgânico, particularmente a extraível com água quente).

Tanto os indicadores de qualidade do solo como os de desenvolvimento vegetativo não permitiram diferenciar as modalidades ensaiadas, ainda que o carbono extraível com água quente pareça ser o que mais facilmente as pode diferenciar. Todavia, isso estará dependente dum período de ensaio mais longo e duma gestão mais adequada da rega. Consequentemente, no respeitante às características do solo, o desempenho do plástico convencional é indiferenciável do do biodegradável, com a conveniência da sua biodegradação.

Palavras chave: Polietileno, Plástico biodegradável, Qualidade do solo, Indicadores da Qualidade do solo, Frações do Carbono orgânico.

Abstract

The environmental persistence of plastics based on polyethylene and its increasing use as a soil cover in agriculture, makes the management of the respective residues an environmental problem.

The "FilmAgRega" project is a continuation of other initiatives in the same field, and aims to promote a sustainable agriculture with a lower environmental impact, by replacing these plastics with biodegradable ones, which guarantee the same productive advantages combining water use economy.

This work evaluates the possible modifications in the soil features due to the use of polyethylene and biodegradable plastic, with underground and superficial irrigation.

Parameters related to crop development and some indicators of soil quality (bulk density, aggregation and contents of some organic carbon fractions, particularly the extractable with hot water) were monitored.

Both the soil quality and the vegetative development indicators did not allow the differentiation of the tested modalities, although the hot water extractable carbon seems to be the one that can most easily differentiate them. However, this will depend on a longer test period and a more appropriate irrigation management. Therefore, in terms of soil characteristics, the performance of the conventional plastic is indistinguishable from that of the biodegradable one, with the convenience of its biodegradation.

Keywords: Polyethylene, Biodegradable plastic, Soil Quality, Soil Quality indicators, Organic carbon fractions.

Índice

Agradecimentos	I
Índice	IV
Lista de Figuras	VII
Lista de Quadros	VIII
Lista de Abreviaturas	IX
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. A utilização de filmes plásticos na cobertura de solos agrícolas.....	3
2.1.1. Finalidade genérica e Importância mundial e nacional	3
2.1.2. Vantagens e inconvenientes da utilização agrícola de filmes de cobertura	4
2.1.3. Características gerais dos polímeros utilizados na cobertura do solo	7
2.1.3.1. Natureza do Material	7
2.1.3.2. Influência da cor	10
2.1.4. Políticas em vigor	11
2.2. Avaliação da qualidade do solo.....	11
2.2.1. Conceitos gerais.....	11
2.2.2. Indicadores da qualidade do solo	13
Indicadores físicos	15
Indicadores químicos.....	16
Indicadores bioquímicos e biológicos.....	16
2.3. A cultura do Pimento	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1. Caracterização do local de ensaio	21
3.1.1. Clima	21
3.1.2. Solo	24
3.1.2.1. Geologia e Litologia.....	24
3.1.2.2. Caracterização do solo.....	25
Morfologia	25
Características químicas	26
Classificação.....	28
3.2. Delineamento Experimental	28
3.2.1. Condução do Ensaio	28
3.2.2. Amostragem de solo e material vegetal	30
3.3. Metodologias Laboratoriais	31
3.3.1. Preparação das amostras	31
3.3.2. Determinação do teor de humidade - Método Gravimétrico	31

3.3.3. Determinação de Constantes de Humidade	31
3.3.4. Determinação de Massa volúmica aparente	32
3.3.5. Análise granulométrica	32
3.3.6. Análise da estabilidade da agregação - Relação de dispersão	32
3.3.7. Determinação do pH	33
3.3.8. Determinação dos carbonatos totais	33
3.3.9. Determinação do carbono orgânico total	33
3.3.10. Determinação do carbono particulado	33
3.3.11. Determinação do carbono solúvel em água quente	33
3.3.12. Determinações relativas ao complexo de troca	34
3.3.13. Determinação de N total, P e K extraíveis	34
3.4. Análise Estatística.....	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
Reação do Solo	35
Catiões não ácidos e grau de saturação	35
Carbono Orgânico	37
Carbono Orgânico Total	37
Carbono Particulado	37
Carbono solúvel em água quente	38
Análise da evolução das diferentes frações do carbono orgânico	40
Análise de Agregados	41
Massa Volúmica Aparente	42
Azoto total e razão Carbono/Azoto	43
Fósforo e Potássio extraíveis	44
Rega e potencial da água no solo	45
Temperatura do solo	47
Desenvolvimento vegetativo ao longo do ciclo cultural	48
Fitossanidade	51
Produção e Produtividade	51
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	53
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
ANEXO I – Dados meteorológicos para o período do ensaio e evolução de parâmetros meteorológicos e agrometeorológicos (dados filmagrega, 2015).....	II
ANEXO II – Valores médios (n = 3) e desvios-padrão do pH(H₂O) e pH(KCl) para cada modalidade e profundidade.....	III
ANEXO III – Valores médios (n = 3) dos teores de carbono orgânico total (C_{org total}) em abril e outubro para cada modalidade e profundidade. por cada profundidade, letras iguais seguidas não apresentam diferenças significativas a $\alpha = 0,05$.	IV
ANEXO IV – Avaliação do teor de carbonatos em CaCO₃ (%).	V
ANEXO V – Teores do HWEK para cada amostra, valores médios e desvios-padrão para 0-10 cm (p1) e 20-30 cm (p2).....	VII

ANEXO VI – Relações percentuais inicial (abril) / final (outubro) entre os teores de $C_{org\ total}$, C_{part} e HWE.	IX
ANEXO VII – Comparação da distribuição radicular de 2 plantas de cada modalidade (64 dias após transplantação).	X
ANEXO VIII – Quadro da análise foliar e teores adequados de nutrientes em folhas de pimento (extrato de LQRS, 2006)	XI
ANEXO IX – Listagem das intervenções e aplicações (dados Agromais).	XII
ANEXO X – Análise granulométrica e análise de agregados para abril e outubro em que AG – areia grossa, AF – areia fina, L - limo e A – argila	XIII
ANEXO XI – Resultados de análises de variância (exportado do programa excel 2007).	XIV

Lista de Figuras

Figura 1 – Fracionamento da matéria orgânica do solo pelos métodos clássicos (Adaptado de: Strosser, 2010)	17
Figura 2 – Mapa da região do Alentejo com as 4 divisões NUTS 3 (EURO AAA, 2015) e à direita delimitado a verde encontra-se a área de ensaio.....	21
Figura 3 – Gráfico termopluviométrico para Beja (normais climatológicas de 1981-2010, dados IPMA), em que se mostra a relação entre pluviometria (P em mm) e a temperatura (°C), ao longo de um ano médio	22
Figura 4 – Balanço hídrico do solo com água útil (U) de 30 mm para Beja considerando as normais climatológicas de 1981-2010 (dados IPMA, 2015)	23
Figura 5 – Extracto da Folha nº 8 da Carta Geológica de Portugal, à escala 1:200 000, da região em que decorreu o ensaio (rectângulo a negro) (Origem: LNEG Geoportal, 2015)	24
Figura 6 – Fotografia e descrição do perfil do solo (10/03/2015).....	25
Figura 7 – Representação do delineamento e condução do ensaio.	29
Figura 8 – Representação do compasso entre plantas e entre linhas.....	29
Figura 9 – Valores médios de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ em relação à soma de cationes não ácidos de troca (S) para abril-outubro a 0-10 cm e a 20-30 cm de profundidade	36
Figura 10 – Relação percentual $C_{\text{part}} / C_{\text{org total}}$ para abril e para outubro.	37
Figura 11 – Evolução do HWEc de toda as modalidades (M1, M2, M3 e M4) e profundidades P1 (0-10 cm) e P2 (20-30 cm).	39
Figura 12 – Relação percentual HWEc / $C_{\text{org total}}$ para abril e para outubro	40
Figura 13 – Evolução da M_{vap} (abril - outubro) a 0-10 e a 20-30 cm de profundidade..	43
Figura 14 – Evolução do teor médio de N mineral por modalidade e profundidade	44
Figura 15 – Evolução do teor médio de P e K extraíveis por modalidade e profundidade	45
Figura 16 – Curva de dotação de rega acumulada (m^3) em cada dia de rega do ensaio com início a 28/04/2015 ($d = 0$)	46
Figura 17 – Evolução da tensão de água no solo em kPa por modalidade a 5, 20 e 30 cm de profundidade	47
Figura 18 – Evolução da temperatura média do solo a 20 cm de profundidade para cada modalidade	47
Figura 19 – Evolução da altura média por modalidade.....	49
Figura 20 – Evolução do diâmetro médio por modalidade.....	49
Figura 21 – Biomassa seca a 65 °C para cada modalidade: alcance radicular (C), peso da raiz (R) e peso da parte aérea (PA)..	50

Lista de Quadros

Quadro 1 – Parâmetros climáticos de alguns meses médios (série de normais climatológicas 1981-2010, dados IPMA, 2015), com a velocidade média do vento (v), humidade relativa às 9 horas (HR_9) e o número de horas de sol por mês (I)	22
Quadro 2 – Proporção de elementos grosseiros (F. Grosseira) e análise granulométrica com destruição de carbonatos (AG – areia grossa, AF – areia fina, L – limo e A – argila)	26
Quadro 3 – Valores de massa volúmica aparente (M_{vap}), teor de água volumétrico a diferentes potenciais (Θ_v), diferença volumétrica entre a capacidade de campo e coeficiente de emurchecimento permanente (CC_v-CE_v) e capacidade utilizável na espessura de cada horizonte (mm)	26
Quadro 4 –Valores de pH em H_2O e em KCl e percentagem de carbonatos na forma $CaCO_3$ reportada em relação à quantidade de amostra utilizada	27
Quadro 5 – Valores para cada horizonte de carbono orgânico total ($C_{org\ total}$), catiões não ácidos e Soma (S), hidrogénio de troca (H), capacidade de troca catiónica (CTC) e grau de saturação (GS).....	27
Quadro 6 – Planificação das intervenções ao longo do ensaio	31
Quadro 7 –Valores médios ($n=3$) para os catiões não ácidos, Soma (S), capacidade de troca catiónica (CTC - medida no início do ensaio) e grau de saturação (GS), para cada modalidade/profundidade..	36
Quadro 8 – Valores médios ($n=3$) de C_{part} em abril e outubro, para cada modalidade e profundidade	38
Quadro 9 – Valores médios ($n=3$) de HWEC em abril e outubro, para cada modalidade e profundidade	39
Quadro 10 – Relação de dispersão considerando os limites superiores da areia fina, do limo e da argila	42
Quadro 11 – Valores médios ($n=50$) e totais da produção obtida por modalidade. Em que C1, C2 e C3 reportam-se às 3 colheitas efectuadas	52

Lista de Abreviaturas

ASTM – American Society for Testing and Materials

C - Alcance radicular

C_{org total} – Carbono orgânico total

C_{part} – Carbono particulado

CnA – Catiões não Ácidos

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

CC – Capacidade de campo

CE – Coeficiente de emurchecimento

DIN – Deutsches Institut für Normung

EN – European Directive

ET_o – Evapotranspiração de referência

ET_c – Evapotranspiração cultural

EU – União Europeia

GS – Grau de Saturação

HR – Humidade Relativa

HWEC – Carbono extraível com água quente

HDPE - High density polyethylene

IRT - Infra Red Transmitting

LLDPE - Linear low density polyethylene

LDPE – Low density polyethylene

MDS -Minimum Data Set

MOS - Matéria Orgânica do Solo

Mvap – Massa Volúmica Aparente

M1 – modalidade com polietileno e rega subterrânea

M2 – modalidade com plástico biodegradável e rega subterrânea

M3 – modalidade com plástico biodegradável e rega superficial

M4 – modalidade com polietileno e rega superficial

OP -Organização de Produtores

PA - Peso da parte aérea

PE – Polyethylene

R - Peso da raiz

SAR - Razão de Adsorção de Sódio

S/D - Relação de Dispersão

U - Armazenamento de água útil no solo

UNI – Ente Nazionale Italiano di Unificazione

UV - Ultravioleta

1. Introdução

O presente trabalho enquadra-se no projeto "FilmAgRega", o qual, dá continuidade a estudos anteriores sobre a viabilidade e eventuais vantagens da utilização de películas biodegradáveis na produção agrícola, no sentido de promover uma agricultura sustentável e de menor impacto ambiental. O projeto envolveu um consórcio entre a Agrotejo, a EPCA, a Agromais, a Consulai e o Instituto Superior de Agronomia constituído por forma a que cada um dos seus membros contribuísse com a sua valência técnico-científica, ficando com um conjunto de tarefas previamente definidas a seu cargo. O ISA ficou com a responsabilidade da definição dos parâmetros do protocolo experimental e da avaliação das condições de clima e solo que influenciam a produtividade e a qualidade das culturas. Os outros parceiros do consórcio ficaram responsáveis, nomeadamente, pela gestão da parceria, implementação do ensaio e difusão da tecnologia (Agromais), acompanhamento técnico do ensaio e divulgação dos resultados obtidos (Agrotejo), da análise do potencial de mercado e determinação da pegada de carbono (Consulai) e acompanhamento do sistema de rega, parametrização dos equipamentos e avaliação dos materiais (EPCA). O projeto foi financiado pelo Programa Proder, e foi desenvolvido no perímetro de rega do Alqueva.

A grande quantidade de plásticos utilizados em contexto agrícola e os impactos ambientais relacionados com a gestão de resíduos destes materiais persistentes, tornam as películas biodegradáveis uma solução a considerar. Existem, aliás, resultados obtidos nas nossas condições ambientais que sustentam a viabilidade da substituição das coberturas convencionais no caso da cultura do melão (Ibarra *et al.*, 2001; Saraiva *et al.*, 2012) e na do morango (Costa *et al.*, 2014).

A cobertura do solo com materiais orgânicos ou inorgânicos foi o primeiro método utilizado para manipular o microclima das culturas em agricultura. A introdução de filmes plásticos a partir dos finais dos anos 50, revolucionou a produção hortícola e surgiu para limitar alguns problemas associados com as coberturas orgânicas utilizadas, como a imobilização de azoto e a contaminação com sementes de infestantes, ou a sua inconsistência qualitativa (Kasirajan & Ngouajio, 2012). A utilização deste tipo de materiais tem aumentado todos os anos, em resultado dos acréscimos produtivos que permite, bem como da promoção da precocidade e da redução potencial da utilização de fatores de produção como água e fertilizantes (Kyrikou & Briassoulis, 2007). Atualmente é uma prática generalizada em hortícolas, usualmente combinada com a rega gota-a-gota, que permite intensificar as vantagens do uso do plástico (Lamont, 2005; Lalitha *et al.*, 2010).

O plástico convencional de cor preta tornou-se o mais utilizado para cobrir o solo devido ao seu relativo baixo custo, ao seu fácil manuseamento, às suas propriedades mecânicas favoráveis e à sua resistência química (Kyrikou & Briassoulis, 2007; Moreno & Moreno, 2008; Sen & Raut, 2015). É fabricado a partir de etileno polimerizado sob pressão e é persistente no

ambiente, em resultado do seu elevado peso molecular, da sua estrutura molecular e propriedades hidrofóbicas (Hadad *et al.*, 2005; Sivan, 2011; Li *et al.*, 2014).

Os projetos anteriores, a que este dá relativa continuidade, focaram-se essencialmente (i) no estudo do processo de biodegradação dos plásticos (Saraiva *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2014), (ii) na comparação entre bioplásticos com diferentes características (Costa *et al.*, 2013), (iii) na sua influência na produtividade e fitossanidade na cultura do pimento (Saraiva *et al.*, 2012) e do morango (Carvalho *et al.*, 2012), e também (iv) na análise custo-benefício da utilização dos diferentes plásticos disponíveis (Santos, 2014).

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar as possíveis modificações das características do solo associadas à cobertura com diferentes materiais (polietileno convencional ou plástico biodegradável), e à rega a duas profundidades. Os efeitos destas práticas foram avaliados por via do acompanhamento de algumas das características do solo que são simultaneamente de fácil determinação e que podem ser entendidas como das mais suscetíveis de modificação pelo uso do solo, bem como da avaliação do desenvolvimento vegetativo e da produção e produtividade da cultura.

O presente trabalho está estruturado em quatro capítulos, para além desta introdução:

Revisão Bibliográfica – Faz-se o enquadramento do tema, discutem-se as vantagens e os inconvenientes da utilização dos vários tipos de cobertura do solo e analisa-se a utilização de diversos indicadores de qualidade do solo na avaliação das variantes de cobertura e rega do solo ensaiadas;

Material e Métodos - Descreve-se o local de ensaio, caracterizando o respetivo ambiente físico (clima, litologia, solo) e apresenta-se o delineamento experimental seguido e as metodologias de análise laboratorial e estatística empregues;

Resultados e Discussão - Apresentam-se os resultados obtidos para cada variável analisada e/ou acompanhada, dando ênfase particular aos indicadores da qualidade do solo, e discutem-se os resultados obtidos em função do conhecimento existente, ou do que seria expectável;

Considerações Finais – Apresentam-se as principais conclusões e os aspetos passíveis de serem considerados em projetos futuros.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. *A utilização de filmes plásticos na cobertura de solos agrícolas*

2.1.1. *Finalidade genérica e Importância mundial e nacional*

A cobertura do solo com filmes plásticos é reconhecida desde 1950 pela sua capacidade em aumentar a temperatura do solo e reduzir a perda de água por evaporação superficial, alterando favoravelmente o microclima das culturas de modo a promover tanto o crescimento como a sua produtividade (Kasirajan & Ngouajio, 2012). Nesta perspetiva, a utilização destes materiais em agricultura tornou-se massiva, já que permitem acréscimos significativos de produtividade, promovem a precocidade, reduzem os prejuízos provocados por infestantes e melhoram a eficiência do uso de fatores de produção como a água e os fertilizantes (Lamont, 1993; Ren, 2003; Li *et al.*, 2014). De facto, a descoberta do polímero do polietileno e a sua posterior transformação em forma de película revolucionou a produção hortícola de alto rendimento apartir da década de 60 (Lamont, 2005).

O primeiro método para alterar o microclima das culturas foi a cobertura do solo utilizando quer materiais orgânicos quer inorgânicos - uma técnica designada por *mulching*. A massificação da utilização de técnicas de proteção visando especificamente a alteração do microclima do solo teve início com o uso de filmes plásticos, tendo evoluído posteriormente para a utilização de estufins ou pequenos túneis cobertos e, por fim, para a criação de estruturas mais rígidas, como as estufas (Kasirajan & Ngouajio, 2012).

A utilização de filmes plásticos iniciou-se nas regiões frias e o seu uso foi posteriormente expandido a todos os climas e solos, sobretudo por causa do favorecimento da temperatura ao nível da raiz e da temperatura do ar por baixo do plástico, se bem que, em alguns casos, os acréscimos da temperatura (que pode ser superior à de um solo descoberto em 11°C), cheguem a ser desfavoráveis às culturas (Lamont, 2005; Gordon, 2006). Os países que inicialmente demonstraram mais interesse nesta técnica situam-se em locais onde o espaço é um facto limitante e é essencial maximizar a eficiência dos fatores de produção, como é o caso do Japão, das Coreias e também dos países mediterrâneos (Briassoulis & Dejean, 2010).

Na Europa (UE₂₈₊₂), o segmento da agricultura foi responsável em 2015 por 3,3% do total de 49 milhões de toneladas de plásticos consumidos, fração essa que representava apenas 2% do total consumido em 2012. A Alemanha é o país que mais plásticos consome (considerando todos os tipos de utilização), cerca de 12 vezes mais do que Portugal (PlasticsEurope, 2016). No que respeita ao consumo específico de filmes plásticos de cobertura, de acordo com as estatísticas disponíveis, a União Europeia utiliza 3,5% do total mundial de 2 630 811 toneladas. A maioria da área dedicada a culturas que utilizam a cobertura do solo é dominada pela utilização de polietileno, em particular de polietileno de baixa densidade (LDPE) (Briassoulis, 2006; Kyrikou & Briassoulis, 2007). Uma porção significativa destes plásticos é utilizada nos países mediterrânicos (Dilara & Briassoulis, 2000). Atualmente, a utilização de filmes plásticos para cobertura do solo é uma prática generalizada

nas culturas de alto rendimento, em que é combinada a armação do terreno com rega de superfície (gota-a-gota) ou em profundidade, de modo a intensificar as vantagens do uso do plástico (Lamont, 2005; Kasirajan & Ngouajio, 2012). A tendência para o crescimento do consumo destes materiais em contexto agrícola é crescente, nomeadamente no Brasil, México, China, Índia e Rússia (Palha, 2016).

A área agrícola coberta com plástico em Portugal ronda os 26 000 ha, dos quais 88% correspondem a cobertura direta com filmes plásticos e os restantes a estufas e a túneis baixos (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2011).

2.1.2. Vantagens e inconvenientes da utilização agrícola de filmes de cobertura

A utilização de coberturas plásticas pode permitir o aumento de produtividade das culturas. Nas últimas décadas a produção vegetal aumentou em várias partes do mundo, sem acréscimos de área, sobretudo em resultado da combinação do uso destes materiais com rega localizada (Kasirajan & Ngouajio, 2012). É possível alargar o período produtivo, que está associado à maior precocidade das culturas, devido à manutenção na zona radicular de temperaturas otimizadas e menos suscetíveis de flutuação nos primeiros 20-30 cm de solo (Chalker-Scott, 2007; Lalitha *et al.*, 2010; Kasirajan & Ngouajio, 2012). A temperatura na zona radicular é um facto chave para o crescimento das plantas e afeta importantes processos fisiológicos das raízes, como a absorção de água e de nutrientes (Díaz-Pérez, 2009; Díaz-Pérez, 2010). Existe um efeito de moderação das temperaturas máximas e mínimas do solo coberto com filmes plásticos que é dependente das características óticas da cobertura (Valenzuela & Gutiérrez, 1999; Lalitha *et al.*, 2010).

A utilização de materiais de cobertura é um modo eficiente de promover a redução da evaporação do solo. O plástico protege a superfície da ação do vento e da radiação solar direta, limitando o fluxo de vapor de água entre o solo e a atmosfera (Zribi *et al.*, 2015). Esta redução da evaporação, um dos mais importantes componentes do balanço da água (estima-se que 50-70% da precipitação anual retorne à atmosfera sem que haja produção de biomassa), potencia o uso mais eficiente da água e pode reduzir as necessidades de rega (Lalitha *et al.*, 2010; Gao *et al.* 2014; Zribi *et al.*, 2015). A taxa de transpiração das plantas pode, em resultado da cobertura, aumentar entre 10 a 30%, quando comparada com a situação de solo descoberto, razão pela qual no cálculo dos fluxos por evapotranspiração têm que se considerar as condições da cobertura do solo (Allen *et al.*, 1998). A conservação da água no solo tem várias implicações benéficas, levando o sistema radicular das plantas a desenvolver-se mais uniformemente, a tornar-se mais denso e com raízes de maior diâmetro (Valenzuela & Gutiérrez, 1999; Gao *et al.* 2014).

O plástico constitui uma barreira física à precipitação, o que limita a lixiviação de nutrientes, mantendo-os mais próximo do alcance das raízes (Gordon, 2006; Lalitha *et al.*, 2010). Este efeito é concomitante com o que resulta do aumento de temperatura e de humidade que, por favorecer a decomposição e a mineralização dos resíduos orgânicos pode

aumentar a disponibilidade de azoto (Valenzuela & Gutiérrez, 1999) e de diversos micronutrientes (Lalitha *et al.*, 2010).

Todavia, a aplicação de uma cobertura plástica ao solo pode acelerar o processo de erosão nas zonas onde não existe plástico, uma vez que a redução da superfície de infiltração de água no solo, pode eventualmente conduzir à concentração do escoamento.

A estrutura do solo não é danificada pela cobertura, uma vez que a massa volúmica aparente não é alterada tão significativamente como quando o solo fica descoberto, reduzindo-se a compactação e melhorando-se o arejamento e a oxigenação das raízes. A agregação do solo é usualmente mais estável e mais favorável em solos cobertos com estes materiais, não só devido à proteção contra o impacto das gotas de água, mas também em resultado da manutenção de maiores teores de matéria orgânica, limitando-se deste modo a erosão (Graci *et al.* 2008). Ao contrário do que acontece em solo descoberto, a cobertura plástica reduz a quantidade de luz fotossinteticamente ativa, situada na gama 400-700 nm, que chega à superfície (Gordon, 2006). A maior ou menor extinção de luz está dependente da transmissividade do plástico, a qual, no caso do plástico preto, reduz a passagem de radiação a ponto de reduzir a germinação de infestantes (Lamont, 1993; Lamont, 1999; Valenzuela & Gutiérrez, 1999). A cobertura do solo funciona ainda como uma barreira física à emergência das plantas indesejáveis e diminui a extensão das trocas gasosas, contribuindo também por esta via para reduzir a população de infestantes, que ficarão reduzidas à entrelinha e podem ser controladas do modo convencional, com herbicidas ou mecanicamente, reduzindo os custos com estes fatores de produção (Lamont, 1993; Lamont, 1999).

A utilização de coberturas plásticas, sobretudo as mais refletoras, pode ter um efeito positivo na fotomorfogénese das plantas, em resultado da luz que é refletida pela superfície, sendo possível, por exemplo, o aumento do conteúdo de sólidos solúveis nas plantas (Decouteau *et al.*, 1990; Kasirajan & Ngouajio, 2012)

O contacto dos frutos com o solo é limitado, pelo que se apresentam mais limpos e com menor incidência de doenças, o que geralmente facilita a entrada e a valorização do produto no mercado (Lamont, 1993; Gordon, 2006).

Os custos da cobertura do solo, em comparação com a não cobertura do mesmo, são mais elevados, devido à necessidade de mais equipamento especializado, mas tendem a ser compensados pelos acréscimos da produtividade e da qualidade do produto (Lamont, 1993).

Um dos maiores problemas relacionados com a utilização dos filmes de cobertura deriva da durabilidade dos plásticos convencionais (LDPE, "*Low density polythylene*"), que manifestam grande resistência às formas de degradação em ambiente de produção agrícola (Kyrikou & Briassoulis, 2007). O LDPE não reage à temperatura ambiente e mantém as suas propriedades até aos 95 °C por um curto período de tempo, e até aos 80 °C continuamente (Sen & Raut, 2015). A persistência ambiental dos plásticos convencionais baseados em matérias-primas não renováveis advém do seu elevado peso molecular, da complexidade da sua estrutura e das suas propriedades hidrofóbicas, que inibem a biodegradação (Hadam *et*

al., 2005; Kasirajan & Ngouajio, 2012; Li *et al.*, 2014). O período de vida útil dos filmes LDPE excede a duração do ciclo cultural e a remoção do plástico, apesar de poder ser mecânica, requer sempre trabalho manual (Li *et al.*, 2014). O tempo de vida útil destes materiais pode variar entre alguns meses até 3-4 anos, dependendo da espessura e dos aditivos de estabilização que protegem o plástico da radiação ultravioleta (Kounny *et al.*, 2006; Kapanen *et al.*, 2008).

Consequentemente, depois de utilizados, os plásticos são classificados como resíduos e tem de ser considerada a sua remoção e o destino final a dar-lhes, o que, juntamente com o facto de terem origem em matérias-primas não renováveis, são as maiores limitações dos materiais de cobertura convencional (Moreno & Moreno, 2008).

Depois da sua vida útil os plásticos podem ser recolhidos e reciclados, transportados para aterros, incinerados ou encaminhados para compostagem (Lamont, 2005; Kyrikou & Briassoulis, 2007; Kapanen *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2014). A proibição de aterros em 2014 em alguns dos países europeus (como é o caso da Alemanha), reduziu a quantidade de plásticos depositados em “zonas oficiais de desperdício” (“*official waste streams*”) (-38%) e o tratamento pós-consumo dado aos plásticos na UE₂₈₊₂ passa cada vez mais pela reciclagem (+64%) e/ou pela recuperação energética (+46%), considerando o período de 2006 a 2014 (Plastics Europe, 2016). Todavia, a opção mais recorrente dos agricultores é deixar os resíduos no campo, ou queimá-los de forma não controlada, o que provoca a emissão de substâncias nocivas para o ambiente, como aldeídos e cetonas (Briassoulis, 2006; Moreno & Moreno, 2008; Li *et al.*, 2014). Todas as opções mencionadas têm inconvenientes ambientais e económicos que tornam problemática a gestão dos resíduos de plásticos convencionais. A recolha dos resíduos plásticos para reciclagem é afetada por dificuldades práticas, como a fragmentação e a contaminação do filme e pelos custos elevados das operações envolvidas (Kapanen *et al.*, 2008). A fragilidade que conduz à fragmentação do material, resulta essencialmente da exposição à radiação ultravioleta em combinação com outros fatores ambientais (Kyrikou & Briassoulis, 2007; Kapanen *et al.*, 2008). A contaminação com solo e material vegetal pode atingir 40 a 50% do peso do plástico, e em alguns casos mesmo 80%, tornando o custo da reciclagem proibitivamente alto (Briassoulis & Dejean, 2010; Kasirajan & Ngouajio, 2012; Li *et al.*, 2014). Os plásticos convencionais têm um potencial calorífico elevado, passível de ser utilizado num processo de recuperação de energia por incineração, mas o custo do investimento inicial associado ao grau de contaminação e à consequente corrosão do interior do incinerador tornam esta solução economicamente inviável (Ren, 2003; Kasirajan & Ngouajio, 2012).

Devido à grande durabilidade dos plásticos convencionais têm sido realizados estudos no sentido de isolar microrganismos do solo, sobretudo bactérias e fungos, capazes de utilizar o polietileno como fonte de carbono recorrendo ao seu sistema enzimático. A velocidade da degradação assim conseguida é baixa (Sivan, 2011), e é-o de tal modo que, segundo Kyrikou & Briassoulis (2007), não se pode mesmo considerar um caso de biodegradação. De acordo com Hadad *et al.* (2005), uma estirpe da bactéria *Brevibacillus borstelensis* consegue utilizar

polietileno como fonte de carbono, degradando o LDPE na presença de outra fonte de carbono, em incubação a 50°C durante 30 dias, o que possibilitou a redução máxima do peso molecular para 30%, numa modalidade em que um filme contendo um aditivo pró-oxidante foi submetido a um pré-tratamento com radiação ultravioleta. Todavia, como estas condições não se ajustam às que na realidade se encontram nos solos agrícolas, este tratamento biológico tem apenas interesse teórico (Hadam *et al.*, 2005; Kyrikou & Briassoulis, 2007).

A alternativa mais promissora ao polietileno convencional e que pode reduzir os problemas associados à gestão de resíduos, é a produção e a utilização de polímeros biodegradáveis (Moreno & Moreno, 2008). No fim do período de vida útil este tipo de materiais é incorporado diretamente no solo e é transformado em CO₂, H₂O e biomassa (Kapanen *et al.*, 2008). A biodegradabilidade do plástico depende da matéria-prima utilizada, mas também da composição química, estrutura do produto final e das condições ambientais espectáveis para a biodegradação (Briassoulis & Dejean, 2010). Por outro lado, é também importante garantir o bom desempenho destes plásticos em condições de campo e estudar as taxas reais de biodegradação, que é um processo de difícil controlo (Kyrikou & Briassoulis, 2007; Briassoulis & Dejean, 2010).

2.1.3. Características gerais dos polímeros utilizados na cobertura do solo

2.1.3.1. Natureza do Material

Plásticos “convencionais” (LDPE)

O LDPE (*"Low density polythylene"*) tornou-se o plástico mais utilizado para a cobertura do solo devido ao seu baixo custo, ao fácil manuseamento, pelas suas propriedades mecânicas favoráveis e pela sua resistência química (Kyrikou & Briassoulis, 2007; Moreno & Moreno, 2008; Sen & Raut, 2015).

É fabricado a partir de etileno (C₂H₄) polimerizado a altas ou baixas pressões, que é posteriormente processado na forma de película plástica ou filmes (Valenzuela & Gutiérrez, 1999; Kasirajan & Ngouajio, 2012). Os polietilenos (PE) distinguem-se pela sua densidade, que depende da pressão a que foram sujeitos na fabricação, e pode variar entre 920-930 kg m⁻³ (*"Linear low density polythylene"* - LLDPE), 910-934 kg m⁻³ (*"Low density polythylene"* - LDPE) e 955-977 kg m⁻³ (*"High density polythylene"* - HDPE) (Dilara & Briassoulis, 2000). Trata-se de um material de natureza semi-cristalina, em que as esférulas cristalinas do polímero se encontram separadas por um material amorfo em quantidade variável, de modo que este material exhibe características de ambos os constituintes. As moléculas constituintes do PE apresentam essencialmente ligações do tipo C-C e C-H, que são quimicamente muito pouco reativas e, por isso, pouco suscetíveis à degradação, que se restringe às raras zonas amorfas (Koutny *et al.*, 2006). Consequentemente, a extensão da degradação nestes materiais é mínima e a sua persistência ambiental é grande, sendo os mesmos classificados como “não degradáveis” ou do tipo convencional (Briassoulis & Dejean, 2010).

Plásticos “degradáveis”

Os plásticos que sofrem alterações significativas na sua estrutura química e que perdem algumas das suas propriedades em resultado das condições ambientais a que são expostos, sem que tal implique necessariamente a intervenção de microrganismos do solo, são considerados degradáveis (Briassoulis & Dejean, 2010).

Biodegradáveis

Os plásticos biologicamente degradáveis têm-se desenvolvido desde 1980. São fabricados essencialmente à base de amido, devido à abundância e diversidade de fontes de obtenção (como exemplos, o milho, o arroz, a batata ou a mandioca) e por se tratar de um polímero natural capaz de ser processado na forma de película (Kasirajan & Ngouajio, 2012; Palha, 2016). Atualmente, este tipo de produto está presente em vários setores da economia, mas a sua utilização em agricultura é ainda pouco significativa. Na Europa, o uso total de plásticos biodegradáveis em 2007 representava 0,06% do mercado global (Briassoulis & Dejean, 2010; Agrobiofilm, 2013).

De acordo com Briassoulis (2007), um plástico biodegradável deve ter propriedades mecânicas favoráveis, mantê-las durante o seu período de vida útil e ser totalmente biodegradado no solo, preferencialmente antes da época cultural seguinte. A biodegradação, ou degradação biótica, corresponde à degradação química dos polímeros resultante da ação de microrganismos naturalmente existentes no solo, como bactérias, fungos e algas (Kyrikou & Briassoulis, 2007; Martin-Closas *et al.*, 2008; Agrobiofilm, 2013). Inicialmente a degradação das propriedades físicas do biopolímero são provocadas não só quimicamente, mas também por forças físicas. Nesta fase ocorre a fragmentação do plástico, que permite o aumento da superfície exposta aos agentes da biodegradação. Os plásticos biodegradáveis devem decompor-se (em última análise mineralizar-se), por ação microbiana aeróbia, em CO₂, biomassa e minerais, de preferência sem que haja qualquer acumulação de substâncias nocivas ao ambiente. A determinação das propriedades ecotoxicológicas está incluída na avaliação dos impactos ambientais dos plásticos biodegradáveis (Kapanen *et al.*, 2008). Em meio anaeróbio o processo ocorre menos eficientemente e dá origem a metano (Kasirajan & Ngouajio, 2012; Li *et al.*, 2014). Desta forma, a utilização deste tipo de materiais não gera resíduos, uma vez que a decomposição é completa e não provoca qualquer impacto ambiental (Briassoulis, 2007). Note-se, porém, que a biodegradação não depende apenas das características dos polímeros, mas também das condições bióticas e abióticas a que o filme seja exposto (Kijchavengkul *et al.*, 2008). A taxa de biodegradação no local depende de várias condições do solo, como o teor de água, a porosidade, a temperatura, a reação do solo, a disponibilidade em oxigénio, a concentração de nutrientes e de microrganismos apropriados (Kyrikou & Briassoulis, 2007).

De acordo com a diretiva europeia EN 13432 (e também com a ASTM, 2003), para que um polímero se possa considerar biodegradável, 90% do mesmo deverá sofrer degradação no prazo limite de 6 meses (Agrobiofilm, 2013).

Os plásticos **compostáveis** constituem um subconjunto dos plásticos biodegradáveis e, de acordo com a diretiva europeia EN 13432 (Kyrikou & Briassoulis, 2007), devem obedecer aos limites padrão de metais pesados e de ecotoxicidade, bem como serem biodegradados e desintegrados em compostagem (12 semanas a 50 °C) a uma taxa consistente com a de outros materiais compostáveis, não deixando resíduos distinguíveis, mas apenas dióxido de carbono, água e elementos químicos (ASTM, 2003; ASTM, 2004).

O **Mater-Bi™** foi o primeiro biopolímero biodegradável e compostável a ser criado, tendo sido desenvolvido pela empresa *Novamont* com o objetivo de encontrar alternativas viáveis aos plásticos baseados em polietileno (Agrobiofilm, 2013). O processo de produção envolve a ruptura da estrutura original do amido, seguida da sua reorganização, na qual se formam complexos de amilase e de outras moléculas naturais ou sintéticas (Graci *et al.*, 2008). Esta transformação melhora a resistência à água e introduz modificações nas características mecânicas da molécula original de amido.

O Mater-Bi™ utiliza amido de milho sem modificações genéticas e tem por isso certificação *GMO free*. Cumpre igualmente os testes de ecotoxicidade feitos em plantas e animais (Novamont, 2017). Este material tem certificação de biodegradação e cumpre as normas internacionais (EN 13432, DIN 54900, UNI 10785), sendo que a EN 13432 (2000) é a referência europeia mais relevante, que indica a compostabilidade dos produtos com origem em Mater-Bi™ (Agrobiofilm, 2013; Novamont, 2017).

Oxodegradáveis

Os materiais oxodegradáveis degradam-se por ação da radiação UV (fotodegradáveis) ou da temperatura (termodegradáveis) que causam a rutura da sua estrutura molecular (Kyrikou & Briassoulis, 2007). As pequenas partículas em que se fragmentam tendem a persistir no ambiente e são de difícil eliminação (Agrobiofilm, 2013).

Os plásticos fotodegradáveis são capazes de iniciarem a sua degradação por ação da radiação ultravioleta (Kasirajan & Ngouajio, 2012). Esta capacidade resulta da adição à matriz de polietileno de substâncias fotossensíveis, que funcionam como promotores destas reações. A exposição à radiação ultravioleta é variável e a degradação é comprometida quando o plástico está enterrado ou mesmo coberto pela cultura, o que conduz à fragmentação em pequenos pedaços e à resolução parcial do problema (Briassoulis, 2006; Kyrikou & Briassoulis, 2007). A taxa de degradação é um fator importante a ter em conta, uma vez que, no passado, o maior problema deste tipo de materiais era a sua desintegração prematura antes da colheita, ou a degradação a taxas muito baixas (Kijchavengkul *et al.*, 2008). Este tipo de plástico pode apresentar um risco ambiental superior ao do polietileno convencional, em resultado da sua

fragmentação microscópica, que torna a recolha do plástico e o seu controlo impossíveis (Agrobiofilm, 2013).

Os plásticos termodegradáveis que também se incluem nos oxodegradáveis, são aqueles cuja degradação ocorre por exposição a temperaturas elevadas em resultado da clivagem termolítica das respetivas moléculas (Kyrikou & Briassoulis, 2007). De acordo com as normas EN 13432 e ASTM 6400, estes materiais não são compostáveis (Agrobiofilm, 2013).

2.1.3.2. Influência da cor

A modificação do balanço energético do solo está dependente das propriedades térmicas ou óticas do material (absorvidade, refletividade e transmissividade). Recorrendo a aditivos (pigmentos, antioxidantes, inibidores/estabilizadores da radiação ultravioleta ou aditivos fotodegradáveis) é possível alterar propriedades específicas dos plásticos, como a sua rigidez, permeabilidade e transparência, o que permite a combinação de múltiplas características de modo a melhorar a sua eficiência em várias condições climáticas (Lamont, 1993; Kyrikou & Briassoulis, 2007). As alternativas na escolha do plástico são condicionadas pelos objetivos de produção, podendo a decisão ser entre optar por plásticos opacos ou transparentes e, no que respeita à cor, por brancos, pretos ou coloridos, e por espessuras variáveis, geralmente entre 20 e 60 μm (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2011).

A cor predominantemente utilizada é o preto, que funciona como um corpo negro - absorvendo a radiação solar e a térmica provenientes da atmosfera (Tarara, 2000). O preto absorve 96% da radiação de curto comprimento de onda, transferindo-a posteriormente para a superfície do solo por condução (Lalitha *et al.*, 2010; Tarara, 2000). Uma grande parte da energia solar absorvida pelos plásticos pretos é perdida para a atmosfera sob a forma de radiação e também por convecção forçada. A eficiência com que a cobertura permite o aquecimento do solo pode ser otimizada melhorando as condições de transferência de calor, promovendo o contacto entre o plástico e o solo (Lamont, 1993). Em contraste, o plástico transparente, dada a sua transmissividade à radiação de curto comprimento de onda (em média 84%), ponderada com a espessura e grau de opacidade, possibilita a formação, na parte inferior do plástico, de gotas de água que são opacas à radiação infravermelha, o que permite a retenção de calor (Tarara, 2000; Lalitha *et al.*, 2010). Durante o dia é usual encontrar temperaturas superiores (4,4 a 7,8 $^{\circ}\text{C}$) em solo coberto com plástico transparente, em comparação com solo descoberto, a 5 cm de profundidade. Como seria de esperar, tal variação reduz-se com a profundidade, de tal forma que a 10 cm o aumento de temperatura situa-se entre 3,3 e 5 $^{\circ}\text{C}$ (Lamont, 1993). Como limitação, os plásticos transparentes não controlam infestantes (Greer & Dole, 2003). Existe também a possibilidade de optar por um plástico branco que transmite 89% da radiação de longo comprimento de onda e absorve e/ou reflete cerca de 50% da radiação de curto comprimento de onda, ou ainda do tipo refletor (também designado por aluminizado), cuja absorvidade à radiação de curto comprimento de onda é de 60% e a sua transmissividade à radiação de longo comprimento de onda é em média 82% (Tarara, 2000). Ambos permitem uma ligeira redução da temperatura devido à reflexão da

radiação solar e térmica, sendo por isso mais utilizados no verão. Em alguns casos da produção vegetal, o plástico branco pode aumentar o risco de pragas (Greer & Dole, 2003).

No final do século XX surgiu um novo tipo de plásticos designados de foto-seletivos (*Selective Light Transmission*), que transmitem seletivamente a radiação em algumas regiões do espectro eletromagnético (Lamont, 1993). É o caso particular dos plásticos IRT (*Infra Red Transmitting*), que possibilitam o controlo de infestantes como o plástico preto e, em simultâneo, o aumento de temperatura característico do plástico transparente (Lalitha *et al*, 2010).

2.1.4. Políticas em vigor

A Estratégia Nacional para os Programas Operacionais Sustentáveis das Organizações de Produtores (OP) de frutas e produtos hortícolas prevê um apoio à utilização de plásticos biodegradáveis (ação 7.6). Estas medidas surgem no contexto da natureza heterogénea das organizações de produtores em Portugal e na nova obrigação mínima existente em termos de ações ambientais. Cada programa operacional deverá incluir duas ou mais ações ambientais, ou suportar 10% das despesas em medidas ambientais. Para a contagem de ações ambientais é relevante que pelo menos 80% dos produtores membros de uma OP reconhecida estejam sob influência de compromissos de produção biológica ou integrada. A ação 7.6 prevê a comparticipação do custo de aquisição do plástico biodegradável, de forma a cobrir parcialmente a diferença entre o seu custo médio e o custo médio do plástico convencional (G.P.P., 2013).

Segundo a análise custo-benefício realizada por Santos (2014), relativa à utilização de material de cobertura do solo na produção de pimento para fins industriais, e tendo em conta as rubricas mais significativas, como a aquisição do filme, a sua aplicação e remoção do campo (no caso dos materiais convencionais), bem como o retorno económico do plástico usado, a utilização de PE convencional é a opção mais económica para o agricultor. No entanto, se o agricultor fizer parte de uma OP que tenha subscrito a medida 7.6, a opção pelo plástico biodegradável será mais vantajosa, reduzindo os custos em cerca de 83,1 € por hectare face ao PE convencional.

2.2. Avaliação da qualidade do solo

2.2.1. Conceitos gerais

A partir da segunda metade do século XX, o sistema tradicional de gestão de solo em agricultura alterou-se de forma muito significativa, levando à crescente separação entre a pecuária e a produção vegetal, que foram deixando de ocupar o mesmo espaço, ao mesmo tempo que as rotações culturais deixaram de ser praticadas tão generalizadamente como até então. Isto sucedeu em resultado dos acréscimos populacionais e da competição crescente entre os diferentes usos do solo, e tornou-se particularmente evidente a partir de 1960, com a duplicação da produção agrícola, quer por aumento da área utilizada, quer pela intensificação

da utilização de fatores de produção (Li *et al.*, 2004). Em consequência da preocupação com a produtividade não foi dada suficiente importância à questão da sustentabilidade do uso do solo e os efeitos positivos dos sistemas tradicionais, como o melhoramento de importantes características do solo (p. e., a sua estrutura) e, em geral, da fertilidade do mesmo acabaram por declinar. As evidências da degradação da condição física do solo, o acréscimo dos problemas relacionados com a erosão e a lixiviação de nutrientes tornaram-se preocupantes (Loganathan & Narendiran, 2014; Brady & Weil, 2014). As condições para o crescimento das plantas foram afetadas, devido à lixiviação de nutrientes, à redução da espessura efetiva e à redução do teor em carbono orgânico do solo (Brady & Weil, 2014). O abaixamento constante da produtividade que daí adveio alertou as entidades oficiais de países como o Canadá, os EUA e a Inglaterra, focadas na conservação dos solos e na recuperação da capacidade destes para cumprir as suas múltiplas funções (Loganathan & Narendiran, 2014). O conceito de "qualidade do solo" viria assim a surgir nos anos 70, em resultado das preocupações suscitadas por estes problemas. No início dos anos 90, o assunto era ainda objeto de ampla discussão, tendo o conceito de qualidade do solo sido definido de várias formas (Liu *et al.*, 2006). Em 1997 a *Soil Science Society of America* formula-o de modo bastante abrangente: "*The ability of a specific type of soil to function within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain biological productivity, maintain environmental quality and promote plant and animal health*" (Karlen *et al.*, 1997). A qualidade está, então, dependente do tipo de uso, bem como das interações ambientais e do objetivo da utilização (van-Camp *et al.*, 2004).

As várias funções do solo interligam-se com a terra, ou seja, não se trata apenas do solo, mas da sua combinação com a água, a vegetação, o relevo e as condições vigentes no local (Arshad & Martin, 2002). Estas funções podem ser agrupadas em seis papéis ecológicos cruciais: meio de suporte da vegetação, sistema de controlo e regulação hidrológica, meio onde ocorre reciclagem de nutrientes, suporte para organismos do solo, modificador da condição física e composição química da atmosfera e suporte da atividade humana, local de implantação de infraestruturas diversas, e mesmo material de construção (Brady & Weil, 2014).

O conceito de qualidade do solo ("*soil quality*") é, em muitos casos, equiparado ao de saúde do solo ("*soil health*"). Alguns autores preferem a segunda abordagem, porque retrata o solo como um sistema vivo e dinâmico, que deve ser compreendido de uma forma holística e, para além de sustentar uma produção particular, tem atributos ecológicos vitais (Doran & Safley, 1997; Doran & Zeiss, 2000). Apesar dos dois termos serem utilizados de forma indistinta, é importante sublinhar que a qualidade do solo se liga à funcionalidade do mesmo, enquanto o termo "saúde" apresenta o solo como um recurso dinâmico, vivo, finito e não renovável (Laishram *et al.*, 2012). Como surgiram várias definições do termo "qualidade do solo" durante os anos 90, que diferem, sobretudo, na especificidade e abrangência, Singer e Ewing (2000) consideram que para existir uma avaliação útil da qualidade do solo, é necessário acordar, primeiramente na definição e na forma de a avaliar e, por último, no modo de responder aos resultados da avaliação, com práticas de gestão, restauração e conservação.

A qualidade do solo é cada vez mais proposta para constituir um indicador da qualidade ambiental, da segurança alimentar e também da viabilidade econômica. Como o solo é o meio de suporte para todos os tipos de uso da terra, a sua condição pode dar indicações acerca da sustentabilidade da sua utilização (Herrick, 2000).

2.2.2. Indicadores da qualidade do solo

A qualidade do solo não pode ser medida diretamente, e por isso é necessário encontrar e avaliar indicadores que a reflitam. São propriedades mensuráveis do solo ou de plantas que dão alguma indicação sobre a capacidade que o solo tem, num dado momento, para cumprir as suas funções (Arshad & Martin, 2002; Loganathan & Narendiran, 2014). Os atributos mais sensíveis à gestão são mais desejáveis como indicadores (Arshad & Martin, 2002). Apesar de existirem alguns indicadores capazes de refletirem uma capacidade atual, poucos são os que permitem prever a capacidade do solo em manter as suas funções após uma eventual perturbação. O potencial de recuperação constitui a resiliência do solo e, em conjunto com a resistência à degradação, permitem avaliar a sua capacidade para continuamente suportar o mesmo tipo de utilização (Herrick, 2000).

A avaliação da qualidade do solo é um modo sensível e dinâmico de avaliar as condições do mesmo, a sua resposta à gestão, ou a sua resistência ao *stress* imposto por pressões naturais ou humanas (Loganathan & Narendiran, 2014). Pode assim permitir a identificação de áreas com problemas produtivos, realizar estimativas realistas de produção e monitorizar alterações na sustentabilidade e na qualidade ambiental (Doran & Zeiss, 2000). O processo de seleção de indicadores deve ser feito de modo a que estes monitorizem de forma eficiente e efetiva, as funções críticas determinadas pelos objetivos específicos da gestão (Loganathan & Narendiran, 2014).

Várias características físicas, químicas e biológicas podem ser utilizadas como indicadores. Apesar de ser possível categorizar os vários indicadores como físicos, químicos ou biológicos, a relação entre as variáveis não é em muitos casos independente (Reeves, 1997). Alguns destes indicadores podem ser inclusive de natureza descritiva, sendo por isso mais difíceis de definir, tais como a evidência de erosão, a formação de crosta à superfície e o encharcamento ou drenagem deficiente (Liu *et al.*, 2006). Os atributos quantitativos, como o pH ou o teor em nutrientes extraíveis, continuam a ser explorados para a compreensão do seu impacto na produtividade, no nível de nutrientes e na condição biológica do solo (Arshad & Martin, 2002; Liu *et al.*, 2006).

Numa dada região orientada para a produção agrícola, os atributos do solo mais adequados a seguir podem ser a profundidade, o teor em matéria orgânica, o pH, a agregação e a sua estabilidade, a textura, a massa volúmica aparente, a infiltração, a condutividade elétrica e a capacidade de retenção e disponibilidade de nutrientes (Arshad & Martin, 2002; Loganathan & Narendiran, 2014). Devido às múltiplas componentes microbiológicas e vias bioquímicas, é improvável existir um indicador ideal individual, de medição única (Schloter *et*

al., 2003). Neste contexto, é usual a aplicação de um conjunto de dados mínimo (*"minimum data set"*), uma vez que seria impraticável medir todas as propriedades. São selecionados, para o efeito, os indicadores mais críticos relacionáveis com as funções chave, capazes de avaliar uma região particular ou um tipo de solo específico (Schoenholtz *et al.*, 2000; USDA, 2001; Arshad & Martin, 2002).

Vários parâmetros químicos, físicos e biológicos podem combinar-se num índice de qualidade do solo, útil para comparar os efeitos de diferentes práticas de gestão em solos similares, ou para avaliar tendências e inferir da sustentabilidade do sistema.

A seleção de indicadores está dependente da sensibilidade das propriedades do solo às diferentes práticas de gestão ou à variação das condições ambientais, da forma de uso da terra, da relação entre o indicador e as propriedades ou funções que se pretenda avaliar, da facilidade e fiabilidade da sua determinação e também da sua utilidade e acessibilidade, para as entidades que trabalham com o solo (Loganathan & Narendiran, 2014). No entanto, interpretar a qualidade do solo apenas pela monitorização de alterações em indicadores individuais não é, em regra suficiente para compreender os impactos positivos ou negativos de um dado sistema de gestão e de uso na qualidade do solo (Shukla *et al.*, 2005).

As modificações na qualidade do solo podem ser avaliadas e acompanhadas através da determinação apropriada de alguns indicadores e pela posterior comparação dos respetivos resultados com valores considerados como desejáveis (*"limites críticos"*) para os mesmos, num dado intervalo de tempo, para um uso específico e para um determinado agroecossistema (Arshad & Martin, 2002). A gama de valores que um determinado indicador pode tomar, sem que o funcionamento normal do solo seja comprometido inclui em si os designados *"valores limite"* ou *"limites críticos"*. Dentro desta gama crítica o solo deverá desempenhar as suas funções específicas ou chave num dado ecossistema. Por exemplo, para a maioria das culturas é conveniente que o pH esteja entre 6,5-7,0 ou que o solo tenha uma profundidade mínima de 50 cm (Arshad & Martin, 2002). A identificação destes limites é difícil, sobretudo devido à interdependência e à interação entre as propriedades do solo e indicadores da qualidade do mesmo. Tem sido dada muita atenção à identificação de conjuntos mínimos de indicadores (MDS) (Doran & Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997) mas a determinação de valores críticos para os indicadores propostos tem merecido muito menos destaque (Arshad & Martin, 2002). No entanto é possível utilizar propriedades como a textura, a mineralogia, a profundidade do solo e outras relativamente insensíveis à gestão (ditas propriedades *"inerentes"*), para definir os limites das propriedades que se modificam com a gestão do solo - ditas por isso *"dinâmicas"*. Apesar das propriedades inerentes e dinâmicas serem distinguíveis, na realidade existe uma relação muito vincada entre os dois grupos - as propriedades dinâmicas alteram a qualidade do solo e as inerentes refletem o potencial que o sistema tem para funcionar (Herrick, 2000). Esta relação entre as propriedades inerentes e as dinâmicas é, por vezes, tão marcada que obriga a que a interpretação dos resultados obtidos para as propriedades dinâmicas seja feita utilizando como referência a informação das propriedades mais estáticas, ou inerentes, as quais são utilizadas para definir gamas de variação apropriadas para cada indicador dinâmico. Por

exemplo, a textura do solo e a mineralogia estão relacionadas de forma bastante direta com a suscetibilidade para a formação de crostas. Esta interdependência entre vários dos indicadores da qualidade do solo encontra-se também, por exemplo, entre a disponibilidade em nutrientes e o pH e entre a condutividade elétrica e a taxa de infiltração (Arshad & Martin, 2002).

A compreensão explícita das propriedades inerentes e dinâmicas que é relevante acompanhar e a frequência da respetiva determinação, que terá logicamente de ser muito maior nas segundas do que nas primeiras, não afetadas pelo uso do solo, são essenciais para desenvolver uma monitorização eficaz e tão económica quanto possível. A determinação de propriedades não-dinâmicas demasiado frequentemente e/ou a medição de propriedades dinâmicas (como a respiração do solo) sem a frequência mais adequada é comumente problemática em muitos programas de monitorização da qualidade do solo (Herrick, 2000).

Indicadores físicos

A capacidade do solo para receber, armazenar, transmitir e fornecer água, oxigénio e nutrientes pode ser refletida por alguns indicadores físicos. O seguimento da estabilidade da agregação, porosidade, textura, infiltração, condutividade hidráulica, capacidade de retenção de água, massa volúmica aparente e/ou a existência de impermees em profundidade permite avaliar as condições físicas presentes do solo (De la Rosa & Sobral, 2008; Loganathan & Narendiran, 2014). A formação de crostas à superfície, por exemplo, constitui um indicador indireto da estrutura do solo, podendo indicar a degradação do sistema, que resulta na redução da capacidade de germinação de sementes e também na redução de entrada de oxigénio e água no solo. No entanto, a suscetibilidade ao encrustamento está estreitamente relacionada com a textura e a mineralogia do solo (Herrick, 2000; Laishram *et al.*, 2012). O conhecimento do teor de água, ou alternativamente do volume dos poros ocupados por água no solo é relacionável com várias propriedades biológicas e químicas, como o potencial de acumulação de carbono e o azoto mineralizável, determinantes na compreensão da dinâmica dos nutrientes e da matéria orgânica (Franzluebbers, 1999).

Os indicadores físicos da qualidade do solo podem assim avaliar os impactos de práticas como a mobilização convencional do solo em comparação com a mobilização mínima ou mesmo a não-mobilização. Estas práticas têm importância relevante na estrutura do solo, particularmente na agregação. Este tipo de indicadores pode ainda testar diferenças no modo de gestão de resíduos, sobretudo por este poder afetar o teor de matéria orgânica, o qual está positivamente relacionado com a formação de agregados e respetiva estabilização (Brady & Weil, 2014).

Indicadores químicos

Os indicadores químicos mínimos de avaliação da qualidade do solo tendem a ser: o pH, a condutividade elétrica e o teor em nutrientes extraíveis. Note-se, no entanto, que a seleção de indicadores deverá ser adaptada a uma região ou unidade-solo particular e ao objetivo da avaliação (Laishram *et al.*, 2012).

A avaliação da reação do solo é desde os anos 80 considerada um parâmetro químico de primeira ordem para a avaliação de solos agrícolas, em que se considera o limite inferior de 4,4 como crítico. A gama preferencial e mais aceitável é aquela que permite a maior disponibilidade em nutrientes, sempre tendo em conta o tipo de solo e a suas condicionantes (Schoenholtz *et al.*, 2000). A capacidade do solo para fornecer nutrientes está dependente da atividade hidrogeniônica da solução do solo, assim como da dimensão e natureza do seu complexo de troca (Laishram *et al.*, 2012; Loganathan & Narendiran, 2014). A reação do solo, avaliada pelo pH (em água ou em cloreto de potássio) é um indicador relativamente importante, pois influencia algumas das funções chave do solo. A monitorização deste parâmetro a longo prazo pode evidenciar tendências de acidificação (à superfície ou subsuperficialmente), sodização, disponibilidade em macro e micronutrientes e/ou alterações na atividade biológica (Loganathan & Narendiran, 2014). A retenção de pesticidas e a sua mobilidade ao longo do perfil é também controlada pela reação do solo (Arshad & Martin, 2002; Loganathan & Narendiran, 2014).

A condutividade elétrica fornece informação indireta sobre a concentração de sais na solução do solo, e permite inferir sobre a salinidade que afeta adversamente as plantas. A concentração de iões específicos como o sódio é avaliada através da percentagem de sódio permutável e da razão de adsorção de sódio (SAR). O tipo e a concentração de espécies iónicas existentes no complexo de troca têm influência, tanto na nutrição vegetal como nos fenómenos de dispersão e floculação dos colóides do solo, os quais podem ser avaliados indiretamente com o estudo da agregação e complementados com a monitorização de indicadores biológicos para análise da respetiva estabilidade (Brady & Weil, 2014; Loganathan & Narendiran, 2014).

Indicadores bioquímicos e biológicos

A complexidade da matéria orgânica do solo (MOS) e a sua natureza simultaneamente química e biológica leva a que apareça com muita frequência tratada tanto como indicador bioquímico, como biológico. O entendimento que dela se tem, vem evoluindo ao longo do tempo e inclui influências de perspetivas muito diversas. Como resultado, a MOS define-se em simultâneo como uma substância química e uma componente ecológica de natureza qualitativa (Šeremešić *et al.*, 2013). A matéria orgânica do solo provém de quaisquer materiais originalmente produzidos por organismos (plantas ou animais) que retornam ao solo e sofrem decomposição; consiste assim, numa gama de diversos materiais orgânicos em vários estados

de decomposição - tecidos originais das plantas/animais, resíduos biológicos pouco alterados, e tecidos já decompostos na totalidade, que variam consideravelmente na sua estabilidade e suscetibilidade à degradação (Magdoff, 1992). A MOS tem, conseqüentemente, efeitos determinantes em muitas das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, sobretudo nos horizontes superficiais (Brady & Weil, 2014). Entre muitos outros aspetos, a MOS contribui positivamente para a fertilidade do solo, favorece a estabilização dos agregados, aumenta a capacidade de retenção de água, suporta a atividade biológica e tende a minimizar impactos ambientais negativos, como a erosão acelerada. É, por isso, um dos indicadores principais da sustentabilidade da atividade agrícola, podendo ser vista também como indicador químico, dada a sua importância para a fertilidade do solo (Doran & Safley, 1997; Liu *et al.*, 2006; Ghani *et al.*, 2002).

A produtividade e a sustentabilidade dos sistemas culturais dependem da dinâmica da matéria orgânica do solo. A taxa de decomposição e mineralização dos resíduos é determinada pelas condições ambientais vigentes, mas também pela natureza dos materiais sujeitos a decomposição - qualidade de resíduos. As frações existentes na MOS diferem na sua suscetibilidade ao metabolismo microbiano, em resultado tanto da sua estrutura, como da já referida qualidade dos resíduos, que é refletida, entre outros parâmetros, pela razão C/N. Sendo assim, a dinâmica da MOS opera tanto a curto prazo (semivida de dias ou poucos anos), como a longo prazo (500-5000 anos), nela se distinguindo uma fração ativa, uma passiva (ou inerte) e uma intermédia, de evolução relativamente lenta (Wander, 2004; Culman *et al.*, 2013; Brady & Weil, 2014). Apesar de ser um indicador genérico da qualidade do solo muito relevante, a matéria orgânica total pode ser insensível a alterações no sistema de gestão, já que as transformações que sofre são graduais e difíceis de detetar a curto-médio prazo (Ghani *et al.*, 2002). Esta limitação pode ser ultrapassada fracionando a MOS (**Figura 1**) e dedicando especial atenção às frações mais facilmente disponíveis e mais ativas, cujos teores tendem a ser mais sensíveis a alterações, como acontece com o carbono orgânico dissolvido ou o extraível com água quente ou fria (Silveira, 2005; Culman *et al.*, 2013).

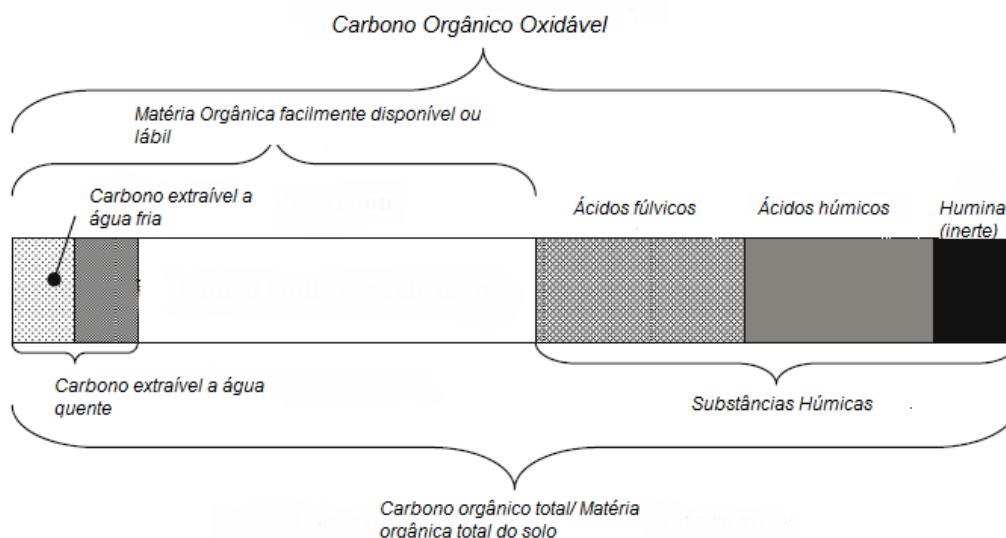


Figura 1 - Fracionamento da matéria orgânica do solo pelos métodos clássicos (Adaptado de: Strosser, 2010).

A fração mais ativa da matéria orgânica é constituída por microrganismos, resíduos de plantas e de fauna em vários níveis de decomposição, produtos e subprodutos do processo de decomposição e outras substâncias não-húmicas. Representa geralmente uma pequena parte do total (tipicamente menos de 20%), mas é determinante na rapidez de ciclagem dos nutrientes, na agregação das partículas do solo e no sequestro de C a curto prazo (Liu *et al.*, 2006; Strosser, 2010).

O carbono orgânico particulado (C_{part}) é uma fração muito heterogênea que usualmente se obtém por fracionamento físico da matéria orgânica total (crivagem a 0,50 μm) (Wander, 2004; Silveira, 2005; Strosser, 2010). A matéria orgânica particulada, ou a fração não humificada, é comumente considerada como representando a fração da MO facilmente disponível ou lábil. O seu teor é correlacionável com o crescimento microbiano, a disponibilidade de nutrientes e a dinâmica do carbono e do azoto, e tem ação favorável na estrutura do solo. Trata-se de um indicador muito utilizado, em detrimento de outras formas de avaliar a fração facilmente disponível da MOS, pois tem uma resposta proporcionalmente alta às diferentes formas de gestão do solo. A sensibilidade deste indicador parece, todavia, ser influenciada pela textura e pelo histórico de utilização do solo (Wander, 2004).

A matéria orgânica naturalmente dissolvida na solução do solo tem dimensões menores do que 0,50 μm e é difícil de definir quimicamente, dada a variabilidade dos seus constituintes. A sua concentração e composição relacionam-se com o tipo de uso do solo e com a qualidade dos resíduos, sendo a sua concentração sensível às práticas de mobilização do solo. Para além de C, contém N e P, tendo por isso um papel determinante na acumulação, transporte e balanço destes elementos no solo (Wander, 2004; Silveira, 2005). Já a fração extraível com água sob várias condições de laboratório contém um espectro maior de compostos extraíveis, mas nem a fração naturalmente dissolvida, nem a extraível, permitem avaliar toda a gama de substratos disponíveis para os microrganismos do solo (Strosser, 2010).

De acordo com Ghani *et al.* (2002), existe uma forte correlação entre o carbono extraível com água quente (HWE) e o carbono da biomassa microbiana, o azoto mineralizável e a estabilidade da agregação. O HWE pode, então, ser utilizado essencialmente como um indicador fundamental e integrado da qualidade do solo e da alteração das suas condições. A metodologia associada à determinação desta fração ativa do carbono, tal como definida por Schulz (1990), é de fácil aplicação e consiste numa extração química com água destilada, de modo a simular uma condição próxima do processo natural de mineralização, podendo ser medida em todos os solos (Weigel *et al.*, 2011). A relação linear muito significativa entre o HWE e o carbono biodisponível, isto é, aquele que é capaz de ser absorvido pelos microrganismos, indica que esta fração é um bom indicador das frações biologicamente lábeis do carbono orgânico total ($C_{org\ total}$) do solo (Ćirić *et al.*, 2016). Weigel *et al.* (2011) também reportaram que o HWE se correlaciona bastante bem com várias características de solo, tais como o teor de carbono e o teor de azoto total. Naquele mesmo estudo os autores não encontraram qualquer relação entre o HWE e o teor de argila, o que é concordante com a

hipótese de esta fração ser menos dependente dos pontos de adsorção ("*site-dependent*") do que o carbono orgânico total e, por isso, será mais suscetível de se modificar por via de modificações provocadas pelas práticas de gestão. O HWE e o $C_{org\ total}$ apresentam em regra uma forte correlação entre si, verificando-se que o teor de HWE decresce em paralelo com o do $C_{org\ total}$ e, consequentemente, com a profundidade do solo (Ćirić *et al.*, 2016).

Do ponto de vista ambiental o HWE desempenha um papel relevante na estabilização e na preservação do $C_{org\ total}$, ainda que compreenda, genericamente, apenas uma pequena parte do mesmo. A grande biodegradabilidade das frações extraíveis com água quente afeta o fluxo de CO_2 do solo (Kim *et al.*, 2012), influenciando assim o ciclo global do carbono e, consequentemente, as alterações climáticas. O fluxo de CO_2 entre o solo e a atmosfera é um processo de carácter contínuo, que depende grandemente das alterações de uso do solo, pelo que, sendo as frações do HWE as mais sensíveis na deteção de tais alterações, são também as que melhor podem refletir impactos antropogénicos (Ćirić *et al.*, 2016).

Os microrganismos do solo controlam a transformação e a mineralização dos compostos naturais e existem em grande densidade e diversidade, modificando rapidamente as condições do meio, às quais também rapidamente se ajustam, visto possuírem grande capacidade para ajustara sua taxa de atividade, biomassa, e estrutura comunitária. Estes parâmetros são tão importantes na avaliação da qualidade do solo, que diversos programas internacionais de monitorização da qualidade do solo incluem as determinações da biomassa e da respiração, dos processos de mineralização do azoto, da diversidade microbiana, bem como o estudo dos grupos funcionais da fauna do solo, como é o caso dos nemátodos (Scholer *et al.*, 2003; Cardoso *et al.*, 2013).

A uma escala mais pormenorizada, um conjunto de indicadores biológicos pode incluir a análise da atividade enzimática no solo como, por exemplo, o estudo da atividade da dehidrogenase, da celulase ou de fosfatases (Cardoso *et al.*, 2013) que são relacionáveis com a matéria orgânica do solo e com a atividade microbiana e respetiva biomassa, se bem que seja relativamente sensível a variações associadas à sucessão das estações do ano (Loganathan & Narendiran, 2014).

O indicador microbiológico ideal da qualidade do solo deveria ser simples de medir, funcionar igualmente bem em diversos ambientes e revelar de forma eficaz a existência de problemas e a sua localização. No entanto, é improvável que tal indicador exista, devido à multitudine de componentes microbiológicos e de vias bioquímicas intervenientes. Consequentemente, esta enorme diversidade (estima-se que 1 g de solo contenha mais do que 10^9 bactérias pertencentes a 10 000 espécies diferentes, de acordo com Ovreas & Torsvik, 1998) faz com que se torne particularmente difícil avaliar a estrutura da comunidade microbiana enquanto indicador da qualidade do solo.

2.3. A cultura do Pimento

O pimenteiro (*Capsicum annum* L.) é originário das zonas tropicais e temperadas da América Central. É uma solanácea cultivada na estação quente, idealmente em regiões onde as temperaturas diurnas estejam na gama de 20 a 25 °C (Días-Pérez, 2010) e as noturnas variem entre 15 e 18 °C (Doorenbos & Kassam, 1979). O sistema radicular é aprumado, alcançando cerca de 30 a 60 cm, ainda que as plantas transplantadas tendam a ter raízes menos profundantes e menos ramificadas do que as que são produzidas por sementeira direta. A cultura prefere solos de texturas arenosas ou francas, profundos e bem drenados. Considera-se ter tolerância moderada à salinidade e à acidez (Almeida, 2006). Trata-se de uma cultura de alta sensibilidade às situações de carência em cálcio e em magnésio (LQARS, 2006).

De acordo com o Instituto Nacional de Estatística (2015), em Portugal, no ano 2013, a cultura ocupou 962 ha e foram produzidas 37 126 toneladas. A zona produtiva está mais concentrada nas regiões sul e no oeste e 57% do produto destina-se a fornecer a indústria. Em Portugal, a sua produção ocorre tanto ao ar livre (pimento verde) como em estufa (pimento verde/vermelho) (OMAIAA, 2011).

A combinação da aplicação de cobertura plástica e de rega gota-a-gota permite incrementos significativos na produtividade do pimento e na rentabilidade da cultura, uma vez que, apesar dos maiores custos de produção associados, existe um retorno económico superior (Decoteau *et al.*, 1990). O plástico mais frequentemente utilizado nesta cultura é o polietileno convencional preto; relativamente aos plásticos de formulação biodegradável há dados que apontam para o facto de apresentarem desempenho agronómico equiparável ao daqueles (Minuto *et al.*, 2008).

3. Material e Métodos

3.1. Caracterização do local de ensaio

O ensaio foi instalado próximo da localidade de Ervidel ($37^{\circ}58'8,25''N$; $8^{\circ}04'5,56''O$), no concelho de Aljustrel no Baixo Alentejo. Encontra-se nas proximidades da albufeira da barragem do Roxo, que comunica com a barragem do Alqueva para estabilização dos níveis de água, tanto para consumo humano como para regadio. A norte da barragem do Roxo, entre a localidade de Ervidel e Santa Vitória, encontra-se a área de ensaio na qual o presente trabalho se enquadra, ou seja, no perímetro de rega do Alqueva (**Figura 2**).

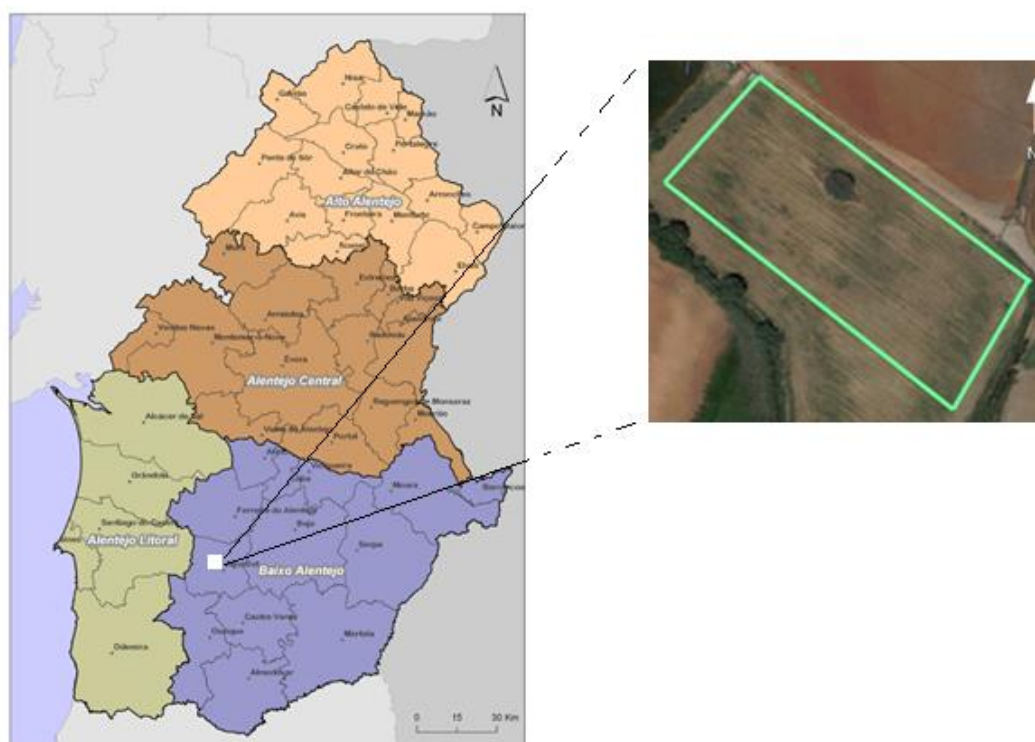


Figura 2 - Mapa da região do Alentejo com as 4 divisões NUTS 3 (Euro AAA, 2011) e à direita delimitado a verde encontra-se a área de ensaio.

3.1.1. Clima

O registo das variáveis climatológicas da estação mais próxima, no caso a de Beja, situada a $38^{\circ}01'N$ $07^{\circ}52'O$ a 246 m de altitude (IPMA, 2015), permite o conhecimento das relações mais relevantes para o contexto agronómico, como a distribuição temporal da quantidade precipitada e a evolução da temperatura ao longo do ano (**Figura 3**).

A relação entre a quantidade precipitada e as temperaturas põe em evidência o período de seca que pode/tende a ser coincidente com o período de rega, quando as temperaturas médias no verão variam entre os 28 e os 30°C e as máximas absolutas chegam aos 40°C (IPMA, 2015).

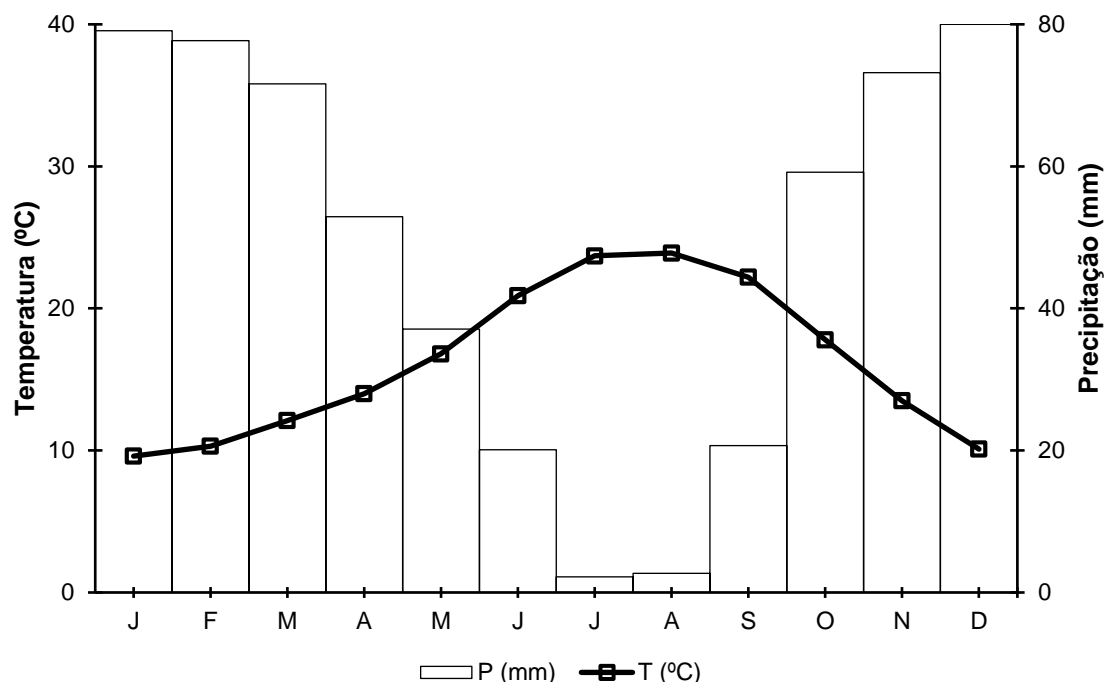


Figura 3 - Gráfico termopluviométrico para Beja (normais climatológicas de 1981-2010, dados IPMA, 2015), em que se mostra a relação entre pluviometria (P em mm) e a temperatura (T°C), ao longo de um ano médio.

A pluviosidade média é de 582 mm ano⁻¹. Os valores extremos da precipitação ocorrem nos meses de julho e de dezembro, respetivamente com 2 e com 85 mm.

No **Quadro 1**, encontram-se alguns parâmetros climáticos adicionais, em que se sublinha o aumento da velocidade do vento nos meses de julho e agosto, coincidentes com os mínimos de humidade relativa e máximos de insolação. O número máximo de horas de sol num mês ocorre em julho e não coincide com o mês mais quente, nem mais seco do ano.

Quadro 1- Parâmetros climáticos de alguns meses médios (série de normais climatológicas de 1981 a 2010, dados IPMA, 2015), com a velocidade média do vento (*v*), a humidade relativa às 9 horas (*HR9*) e o número de horas de sol por mês (*I*).

	<i>v</i>	<i>HR9</i>	<i>I</i>
	km h ⁻¹	%	h mês ⁻¹
maio	15,5	81,7	288,0
junho	15,1	77,3	315,9
julho	15,7	74,9	364,2
agosto	15,8	73,3	342,9
setembro	14,1	76,7	256,1
outubro	14,2	82,6	209,4

Reúnem-se condições para que as taxas de evapotranspiração das culturas sejam elevadas e haja necessidade de aplicar água, sobretudo em culturas não perenes. Com efeito, ocorrem 6 meses com deficiência hídrica, em que se destacam os meses de julho e agosto (**Figuras 3 e 4**). A sobreposição de fatores como a baixa humidade relativa (HR), elevadas

temperaturas médias e velocidades de vento consideráveis, são, por isso, determinantes na gestão da rega. Os dados reais e efetivamente verificados para os meses do ensaio referentes à temperatura, à humidade relativa, à precipitação e à ET_0 (evapotranspiração de referência) encontram-se no **Anexo I**.

A metodologia de *Penman-Monteith* para o cálculo da evapotranspiração, tal como proposta pela FAO (Allen *et al.*, 1998), em conjugação com a abordagem dos coeficientes duais, não permite, segundo estes mesmos autores, o cálculo mais eficaz da ET_c (evapotranspiração cultural) para culturas que cobrem parcialmente o terreno. A ET_0 nas condições climáticas apresentadas, é de $5,1 \text{ mm dia}^{-1}$, e a ET_c do pimenteiro será de $6,1 \text{ mm dia}^{-1}$ para a situação mais desfavorável em termos de disponibilidade de água (considerando o mês de agosto), sendo que é relevante assinalar que o cálculo deste último valor, não entra em consideração com a disposição em linhas, usualmente praticada na cultura.

Foi calculado o balanço hídrico do solo (**Figura 4**) pelo método de Thornthwaite & Matter (Thornthwaite & Matter, 1957), considerando um armazenamento genérico de água útil de $U = 30 \text{ mm}$, numa situação aproximada da realidade das raízes das plantas do ensaio.

De acordo com a Classificação de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948), o clima de Beja é do tipo sub-húmido (C1), mesotérmico (B'2), com excesso moderado de água no Inverno (s) e com pequena concentração estival da eficiência térmica (a').

O índice de Gaussen (Bagnouls & Gaussen, 1957), distingue os meses de junho a agosto como sendo secos ($G > 1$), enquanto que os restantes são húmidos ($G < 1$), o mês Maio está na transição e por isso poderá ser considerado de sub-húmido ($G \approx 1$).

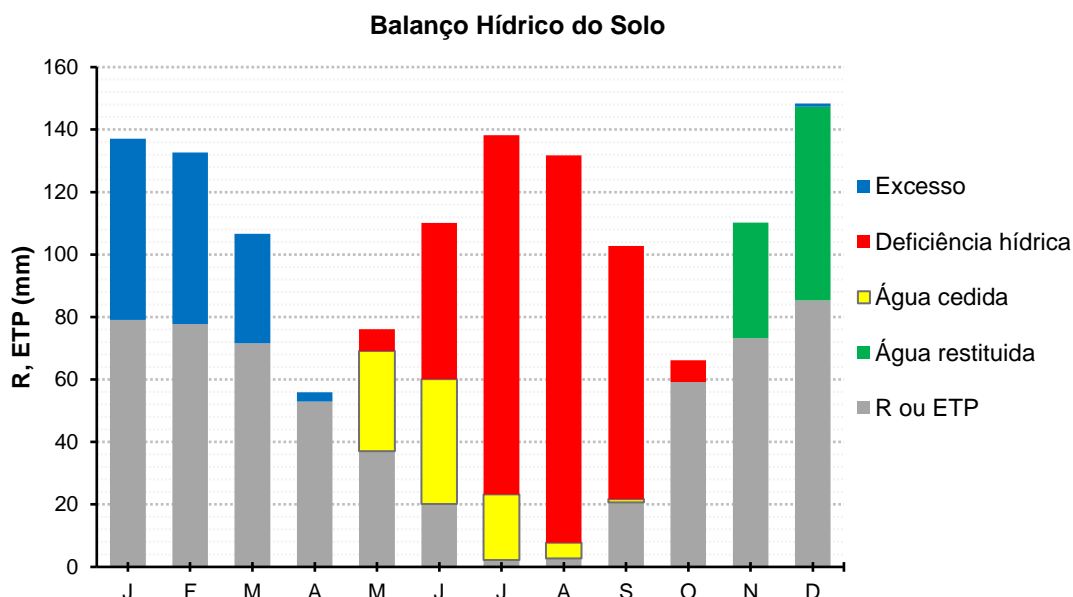


Figura 4 - Balanço hídrico do solo, para a região de Beja, considerando as normais climatológicas de 1981-2010 (dados IPMA, 2015) e com água útil (U) de 30 mm .

Com a informação das variáveis climatológicas e de acordo com a Classificação Climática de *Köppen* (Strahler & Strahler, 1978), a zona de ensaio pode ser classificada de

Csa, ou seja, de clima temperado mediterrânico em que os verões são quentes e secos, que é aliás, a situação climática vigente no interior sul de Portugal.

3.1.2. Solo

O uso do solo tem sido orientado para a agricultura irrigada, sendo praticadas com frequência operações de mobilização e fertilização em conformidade com a cultura instalada no terreno. A área circundante é dedicada à produção de milho e a zona de ensaio foi até muito recentemente utilizada como um parque de máquinas. A partir de 2013 houve utilização agrícola do terreno, tendo sido instalada uma cultura de alho, colhida em 2014, a que se seguiu um curto pousio agronómico até à instalação de pimento para indústria em 2015.

3.1.2.1. Geologia e Litologia

De acordo com a Carta Geológica de Portugal à escala 1:200 000, a região em que o ensaio foi instalado (assinalada na **Figura 5** pelo retângulo adjacente à povoação de Ervidel) enquadra-se na Zona Tectono-estratigráfica “Bacias Meso-Cenozóicas”, no Sector “Bacias do Sado e Moura”. Os terrenos da região são considerados Paleogénico-Neogénicos e compreendem conglomerados, arenitos, margas com concreções calcárias e argilas, por vezes com atalugite (LNEG, 2015).

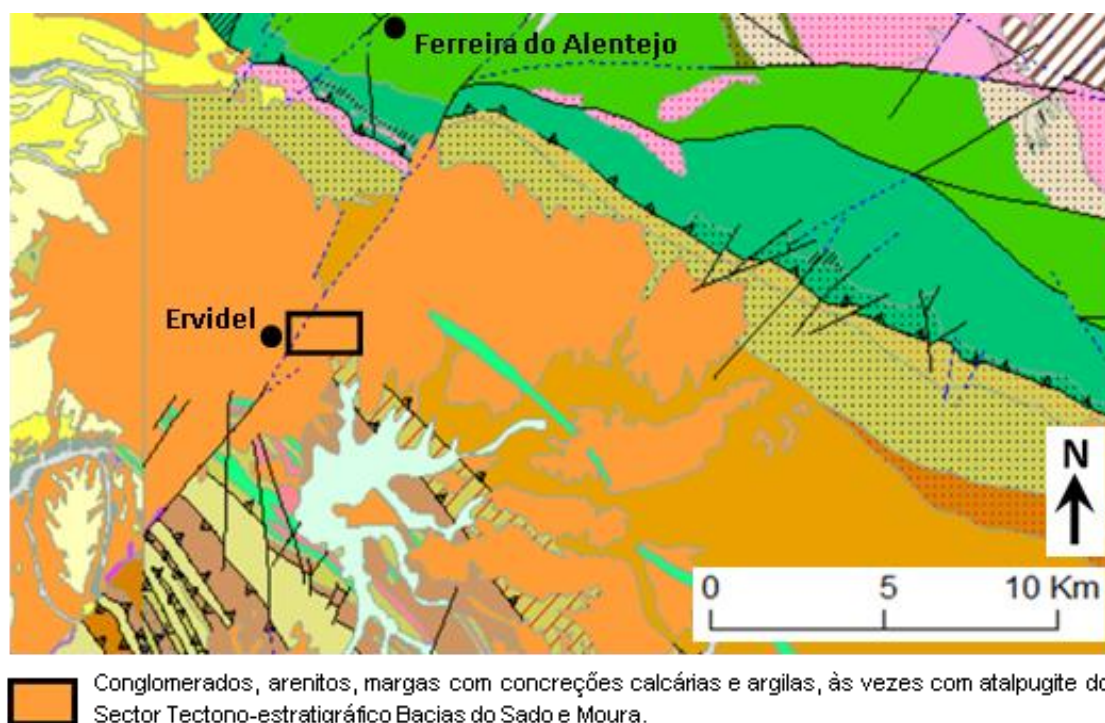


Figura 5 – Extrato da Folha nº 8 da Carta Geológica de Portugal, à escala 1:200 000, da região em que decorreu o ensaio (retângulo a negro)(Origem: LNEG, 2015).

3.1.2.2. Caracterização do solo

Morfologia

Para a avaliação das características morfológicas do perfil do solo, foi realizada a abertura de uma cova no local de ensaio, em zona considerada representativa do solo do talhão. A altitude em relação ao nível médio do mar é de cerca 150 m e a inclinação do terreno é homogênea e de aproximadamente 1-2%. A cova, com uma profundidade de 150 cm, foi aberta de modo a que a parede de observação ficasse exposta a Sul. Todos os horizontes foram descritos e amostrados.

A descrição morfológica e a fotografia do perfil encontram-se na **Figura 6**.

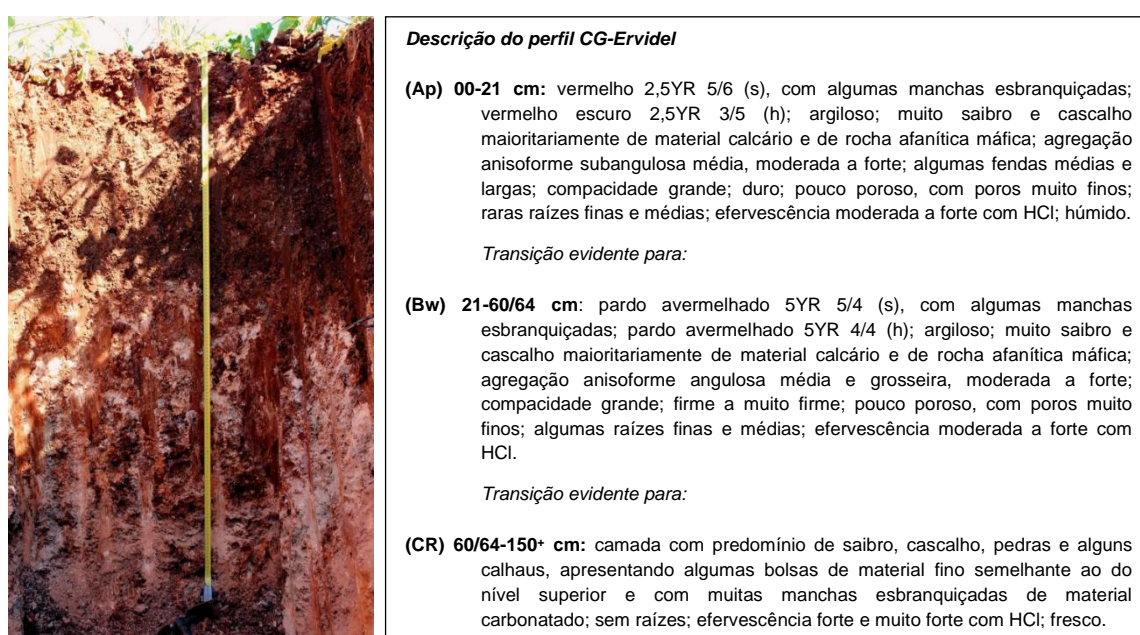


Figura 6 – Fotografia e descrição do perfil do solo (10/03/2015).

Características físicas

A proporção de elementos grosseiros em todas as camadas amostradas é bastante elevada, variando entre 312 a 522 g kg⁻¹ (**Quadro 2**).

A granulometria do solo foi avaliada apenas após a destruição dos carbonatos, em virtude de não se ter conseguido realizar a dispersão quando os mesmos estavam presentes. Os teores de argila assim determinados são bastante elevados, pois variam entre 786 g kg⁻¹ no horizonte Ap, decrescendo para 667 g kg⁻¹ no horizonte Bw e para 396 g kg⁻¹ na camada mais profunda (CR). Consequentemente, a textura dos horizontes Ap e Bw é argilosa e a da camada CR franco-argilo-limosa (**Quadro 2**).

Quadro 2 - Proporção de elementos grosseiros na amostra (F. grosseira) e análise granulométrica com destruição de carbonatos (AG - areia grossa, AF - areia fina, L - limo, A - argila).

	Prof.	F. grosseira	Granulometria (g kg ⁻¹)			
	(cm)	(g kg ⁻¹)	AG	AF	L	A
Ap	0-21	312	29	88	97	786
Bw	21-64	415	75	146	112	667
CR	64-150	522	98	68	438	396

Os valores de M_{vap} são muito próximos de 1,5 g cm⁻³ (**Quadro 3**) e são particularmente elevados em comparação com os valores característicos para texturas argilosas (aproximadamente 1,1 a 1,2 g cm⁻³ de acordo com Brady & Weil, 2014). Tendo em conta o valor médio da massa volúmica das partículas sólidas (2,65 g cm⁻³), a porosidade total destes horizontes é de cerca de 43,5%, facto que está em concordância com a compactidade, dureza e macroporosidade observados aquando da observação morfológica do perfil.

Quadro 3 - Valores de massa volúmica aparente (M_{vap}), teor de água volumétrico a diferentes potenciais (Θ_v); diferença volumétrica entre a capacidade de campo e coeficiente de emurchecimento permanente ($CC_v - CE_v$) e capacidade utilizável na espessura de cada horizonte (mm).

Prof.	M_{vap}	----- Θ_v (m ³ m ⁻³)-----			$CC_v - CE_v$	Capacidade Utilizável
		10 kPa	33 kPa	1500 kPa		
(cm)	(g cm ⁻³)				(m ³ m ⁻³)	(mm)
0-21	1,497±0,05	0,530	0,501	0,411	0,090	18,9
21-64	1,481±0,04	0,526	0,498	0,410	0,088	37,8

A capacidade de retenção de água foi avaliada a diferentes potenciais (-10, -33 e -1500 kPa) de modo a conhecer aproximadamente a capacidade de campo (neste caso considerando-a correspondente com o teor de água a -33 kPa) e o coeficiente de emurchecimento permanente (correspondente ao teor de água a -1500 kPa). Dada a textura do solo e a porosidade do mesmo, a quantidade de água retida pelo solo passível de ser utilizada pelas plantas ($CC_v - CE_v$) é naturalmente baixa, em torno de 0,09 m³ m⁻³ (**Quadro 3**). Deste modo, a capacidade de armazenamento de água útil para plantas como o pimenteiro, com 30 cm de alcance radicular, é de aproximadamente 27 mm. Este valor de alcance radicular resulta de medições radiculares feitas durante ensaio e está em razoável concordância com as considerações de Almeida (2006).

Características químicas

As características químicas mais salientes são o elevado teor de carbonatos (CaCO₃), que variaram entre 15 e 33%, o que por si justifica os valores de pH(H₂O) determinados, que variaram entre 8,5 e 8,8 (reação já considerada fortemente alcalina, de acordo com a escala de valores de pH adotada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América do Norte), valores esses que são naturalmente superiores aos medidos em KCl (**Quadro 4**).

Como já acima referido, a análise granulométrica sem a destruição de carbonatos não foi realizada, uma vez que, devido à quantidade de carbonatos existente, em nenhuma das três amostras retiradas do perfil foi alcançada a dispersão do sistema.

Quadro 4 – Valores de pH em H₂O e em KCl e percentagem de carbonatos na forma CaCO₃ reportada em relação à quantidade de amostra utilizada.

	Prof. (cm)	pH		CaCO ₃ (%)
		H ₂ O	KCl	
Ap	0-21	8,50	6,89	33,18
Bw	21-64	8,71	7,02	15,46
CR	64-150	8,85	7,30	31,20

Os valores da CTC, muito próximos de 15 cmol_c kg⁻¹ (**Quadro 5**), evidenciam por um lado que a contribuição da fração orgânica é baixa, em consequência do extremamente baixo teor em C_{org total} (0,4%) e, por outro, podem indicar que a proporção de minerais cauliniticos será relevante e prevalente. Note-se, que a CTC foi avaliada pelo método do cloreto de bário-trietanolamina, a pH 8,1 (Mehlich, 1948), uma vez que os outros métodos usualmente utilizados (que utilizam o NH₄⁺ como extratante), na presença de quantidades consideráveis de carbonatos, como é o presente caso, tendem a sobrestimar a quantidade de Ca²⁺ e Mg²⁺ verdadeiramente adsorvidas nos “sítios de troca”, por conseguirem deslocar alguns dos cátions estruturais dos carbonatos (Ciesielski *et al.*, 1997). A saturação do complexo de troca em cátions não ácidos (121 e 123%), é concordante com os valores de pH e com o teor em carbonatos.

Existe um relativo excesso do cátion Mg²⁺ relativamente ao Ca²⁺ e de ambos estes cátions relativamente ao K⁺. A relação Mg²⁺/Ca²⁺ corresponde, neste caso, a uma condição genericamente considerada como desfavorável para as propriedades físicas do solo, pois o Mg²⁺ é frequentemente tido como próximo do Na⁺ no que respeita à estabilidade do sistema coloidal (Dontsova & Norton, 2001). No entanto, este problema não deverá afetar o solo em causa, dada a natureza predominantemente caulinitica da sua fração argilosa. Do ponto de vista nutricional, a concentração elevada de Ca²⁺ e de Mg²⁺ pode reduzir a absorção radicular de K⁺, da mesma forma que uma razão Mg²⁺/Ca²⁺ da ordem de grandeza que se verifica neste solo é frequentemente considerada desfavorável para a nutrição vegetal. Todavia, é também frequentemente referido que a atividade biológica das culturas não parece ser grandemente afetada quando a proporção entre Ca²⁺/Mg²⁺ está entre 1:1 (como é aqui o caso) e 15:1 (Brady & Weil, 2014).

Quadro 5—Valores para cada horizonte de: carbono orgânico total (C_{org total}), cátions não ácidos e Soma (S), hidrogénio de troca (H), capacidade de troca catiónica (CTC) e grau de saturação (GS).

	Profundidade (cm)	C _{org total} (g kg ⁻¹)	Cátions não ácidos -----cmol _c kg ⁻¹ -----				S -----cmol _c kg ⁻¹ -----	H	CTC	GS (%)
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺				
Ap	0-21	3,9	8,22	8,78	0,17	0,66	17,84	0,48	14,64	121
Bw	21-64	3,7	8,41	8,54	0,13	0,65	17,72	0,43	14,46	123

Classificação

Segundo a Carta de Solos de Portugal à escala 1:50 000 (Folha 43 C), na área do ensaio ocorrem essencialmente Solos Mediterrânicos Pardos de margas, calcários margosos ou arenitos calcários e Solos Calcários Pardos de calcários não compactos (SROA, 1961).

O solo em estudo é originário de conglomerados margosos, mais ou menos argilosos e, tendo em conta a caracterização feita, na Classificação dos Solos de Portugal (Cardoso, 1974) pode ser considerado como um Solo Calcário Pardo. De acordo com o sistema WRB 2014 (IUSS Working Group WRB, 2014), dada a ocorrência de um horizonte de diagnóstico cálcico a menos de 100 cm da superfície, a ausência de qualquer outro horizonte de diagnóstico para além de um horizonte câmbico, bem assim como a textura e a cor do *solum* e o teor de $C_{org\ total}$ do horizonte A, o solo é um Calcissolo Câmbico (Argílico, Ócrico, Crómico).

3.2. Delineamento Experimental

3.2.1. Condução do Ensaio

Previamente à instalação do ensaio (área com cerca 720 m²), o solo foi mobilizado a uma profundidade de cerca de 40 cm. Para o efeito, a entidade encarregada da preparação do terreno realizou uma gradagem e duas passagens com chisel, posteriores ao destroçamento do (muito pouco) material vegetal existente.

A cobertura do solo foi feita recorrendo a um plástico convencional de polietileno (PE) de 25 µm de espessura e a um plástico biodegradável de 15 µm de formulação Mater-BiTM. Os dois tipos de cobertura associadas às duas opções de rega (à superfície e a 25 cm de profundidade), constituíram as 4 modalidades em teste. Na **Figura 7** encontra-se a representação esquemática do delineamento seguido. De acordo com este, as 4 modalidades foram avaliadas em 3 repetições no respeitante às amostragens do solo, enquanto para a análise dos parâmetros culturais foram utilizados 3 blocos casualizados por modalidade.

Utilizaram-se sensores de humidade *Watermark^R* 200SS-26 localizados a três profundidades (5, 20 e 30 cm) e sensores de temperatura *Watermark^R* 200TS-26 a 20 cm da superfície. Os sensores de humidade referidos registam tensões, ou potenciais negativos, que indicam, (i) no caso de os valores se situarem entre 0 e 10 kPa, uma condição em que o solo se encontra próximo da saturação em água e, (ii) no caso de os valores se situarem acima de 80 kPa, uma condição em que a disponibilidade de água no solo começa a declinar e é conveniente regar. O sistema de irrigação compunha-se por um tubo principal que conduzia a água desde uma albufeira próxima até aos ramais das linhas. Como se tratava de um sistema sob pressão, a água era bombeada e forçada a passar por caudalímetros, que permitiam contabilizar o volume encaminhado para as fitas de rega (subterrâneas e superficiais).

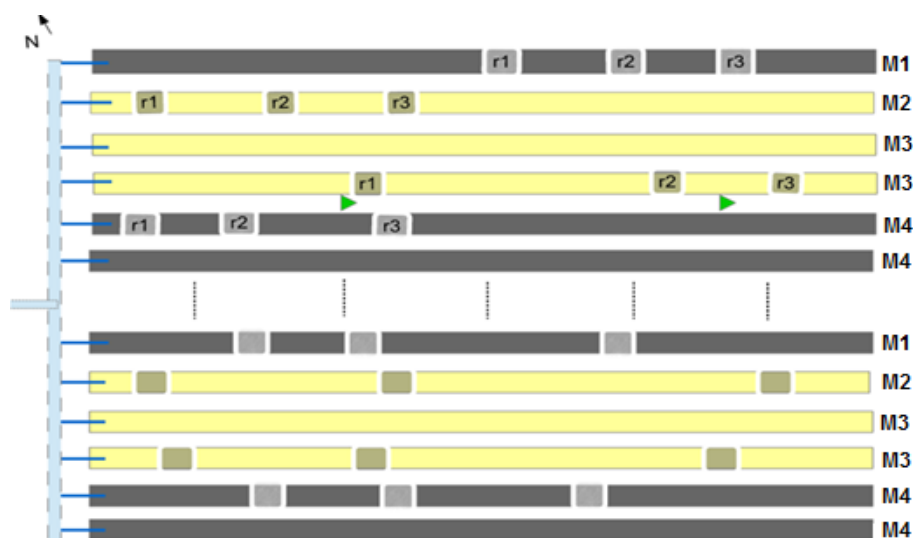


Figura 7– Representação do delineamento e condução do ensaio. Legenda: **M1** (polietileno e rega subterrânea); **M2** (plástico biodegradável e rega subterrânea); **M3** (plástico biodegradável e rega superficial); **M4** (polietileno e rega superficial); **r's** de repetições (bloco de 10 plantas controlo) e representados com um triângulo verde estão os *datalogger's*.

Foi realizada uma adubação NPK em fundo, tendo as restantes aplicações de fertilizantes sido feitas através do sistema de rega (**Anexo IX**).

A transplantação ocorreu a 28 de abril, tendo a cultura sido instalada com uma densidade de cerca 50000 plantas ha⁻¹, tal como representado na **Figura 8**. Esta operação não foi totalmente bem-sucedida e foi por isso, a 18 de maio realizada uma replantação nas zonas mais afetadas.

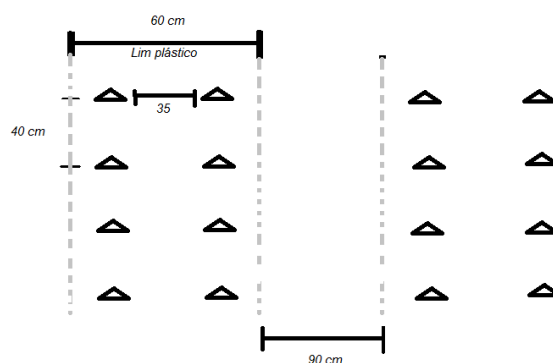


Figura 8 - Representação do compasso entre plantas e entre linhas.

O crescimento e o desenvolvimento vegetal foram acompanhados através da medição regular da altura das plantas e do diâmetro dos caules, para o que se selecionaram-se 50 plantas por modalidade, dispostas em 5 blocos aleatórios de 10 plantas.

A colheita dos frutos é, no caso do pimento, um processo fragmentado ao longo do tempo, conforme o estado de maturação e coloração dos pimentos, os quais foram avaliados pela Agromais. Os frutos das plantas dos blocos de ensaio foram igualmente amostrados para efeitos de contabilização da produção e avaliação da qualidade. A colheita dos frutos (quando vermelhos) foi feita por indicação da Agromais. A metodologia seguida para avaliação da

produção e, consequentemente, da produtividade, consistiu na pesagem em campo e na divisão dos frutos de acordo com a possibilidade de comercialização.

As operações culturais, como as mobilizações de solo, o controle da rega, a fertilização, os tratamentos fitossanitários e as colheitas, foram conduzidas à margem deste trabalho e foram controladas por entidades participantes no consórcio constituído para o Projeto. Ainda que a gestão da cultura não passasse pela autora, os dados relevantes sobre a mesma foram disponibilizados de modo a possibilitar a sua análise crítica.

3.2.2. Amostragem de solo e material vegetal

O plano de amostragem (**Quadro 6**) incluiu a colheita de amostras de solo para determinação dos parâmetros do solo cujo acompanhamento se considerou relevante (os indicadores de qualidade selecionados) e de algumas amostras de material vegetal para monitorizar a cultura e o seu desenvolvimento vegetativo.

Para caracterização geral inicial da área de estudo e para além da informação obtida por via da caracterização do pédone acima referido, antes da instalação da cultura foram colhidas amostras não perturbadas de solo, às profundidades 0-10 cm e 20-30 cm, para avaliação do teor de água a 10, 33 e 1500 kPa e da massa volúmica aparente (a qual foi também avaliada no final do ensaio, mas então através de amostragem por modalidade/repetição). Em amostras normais compósitas representativas da globalidade da área do ensaio foram determinadas as texturas e as características do complexo de troca – capacidade de troca catiónica e a proporção dos cátions não ácidos presentes - o pH (foi determinado também em outras duas ocasiões durante o ciclo não previstas no planeamento), bem como o teor de carbonatos, o N total e o P e o K extraíveis.

Para além disso, em correspondência com cada uma das quatro modalidades em estudo foram, tanto no início como no fim do ensaio, colhidas amostras normais compósitas (compostas por quatro subamostras por repetição), às duas profundidades mencionadas, nas quais foram determinados o carbono orgânico total ($C_{org\ total}$), o carbono particulado (C_{part}) ou não humificado e o carbono solúvel em água quente (HWEK) e realizadas as análises de agregados.

No que respeita a amostragem de material vegetal, foram colhidas plantas para análise foliar e para a determinação do peso da parte aérea, do peso e do alcance das raízes, que foram realizadas após a secagem do material a 60 °C. A primeira colheita de material vegetal ocorreu em julho, sensivelmente a meio do ciclo cultural, aquando do início da floração. A colheita de plantas foi repetida no fim do ciclo cultural, tendo sido avaliados os mesmos parâmetros. A última determinação dos parâmetros associados ao desenvolvimento vegetativo, como a altura (medida a partir da superfície do plástico até à última inserção de folhas) e o diâmetro na base, ocorreu quando os acréscimos não se tornaram significativos e a cultura passou à sua fase produtiva.

Quadro 6 – Planificação das intervenções ao longo do ensaio.

Amostragens Observações/Medições Registos	No início do ensaio (10/03/15)	À instalação (28/04/15)	Durante a cultura	No fim do ensaio (5/10/15)
Mvap a 0-10 e 20-30 cm	X			X
Teor de água a 10, 33 e 1500 kPa	X			
Morfologia, características físicas, químicas e mineralógicas: Análise Granulométrica; pH (água e KCl); carbonatos e $C_{org\ total}$ do perfil	X			
Amostras compósitas globais: pH, N total, P e K extraíveis	X	X	X	X
Análise de agregados		X		X
$C_{org\ total}$, C_{par} e HWE (amostra/modalidade)		X	X	X
Dados das sondas instaladas e dotações de rega - Registos		X	X	X
Medição de alturas e de diâmetros			X	X
Colheita de plantas para medição de biomassa aérea, radicular e alcance das raízes			X	X
Colheitas de frutos - avaliação quantitativa e qualitativa da produção			X - X - X	

3.3. Metodologias Laboratoriais

3.3.1. Preparação das amostras

As amostras de solo colhidas no campo, foram colocadas em tabuleiros e secas em estufa com ventilação, a 40 °C e a uma humidade relativa de 50%. Depois de secas as amostras foram crivadas com um crivo com malha de 2 mm de diâmetro, para separação e quantificação dos elementos grosseiros (partículas de diâmetro superior a 2 mm) (Póvoas & Barral, 1992).

3.3.2. Determinação do teor de humidade - Método Gravimétrico

As amostras depois de colhidas são trazidas para o laboratório e é determinado o respetivo peso antes e depois de secas a 105 ± 3 °C, em estufa. Quando atingem peso constante são em seguida arrefecidas num exsiccador e os resultados são expressos em relação à unidade de massa de solo seco em estufa. Conhecendo o teor de água mássico, a conversão para teor volumétrico é feita, considerando que o solo não expande quando molhado e conhecendo a massa volúmica aparente (Póvoas & Barral, 1992; Brady & Weil, 2014).

3.3.3. Determinação de Constantes de Humidade

A colheita de amostras para a determinação do teor de água do solo a diferentes potenciais foi feita com anéis metálicos que foram introduzidos cuidadosamente no solo às

profundidades desejadas, de modo a evitar perturbação no arranjo das partículas do solo (Brady & Weil, 2014).

As amostras foram dispostas em placas porosas de cerâmica e saturadas com água, após o que foram submetidas às convenientes pressões até se atingir o equilíbrio entre estas e a água retida nas amostras. As constantes de humidade do solo determinadas foram aquelas que definem as mais relevantes relações entre o solo e a água: teor de água a 10, a 33 e a 1500 kPa.

O teor de água foi quantificado gravimetricamente e depois convertido para volume, utilizando os valores da massa volúmica aparente (Costa, 1975).

3.3.4. Determinação de Massa volúmica aparente

A determinação da massa volúmica aparente foi feita por colheita de amostras não perturbadas, utilizando cilindros de volume conhecido, determinado individualmente. A massa das amostras de solo foi determinada após secagem a 105 ± 3 °C (Brady & Weil, 2014).

3.3.5. Análise granulométrica

Foram utilizados os limites das frações granulométricas recomendadas pela *International Union of Soil Sciences* (escala de *Atterberg*): areia grossa ($2 > \varnothing > 0,2$ mm), areia fina ($0,2 > \varnothing > 0,02$ mm), limo ($0,02 > \varnothing > 0,002$ mm) e argila ($\varnothing < 0,002$ mm).

Para a individualização das partículas presentes na fração fina do solo ($\varnothing < 2$ mm) as amostras foram tratadas com H_2O_2 para destruição da matéria orgânica, após o que foram dispersas com tripolifosfato de sódio e agitadas em agitador vaivém durante 16 horas. Dada a presença de carbonatos, a determinação foi igualmente feita em amostras nas quais aqueles foram previamente removidos com HCl a 10% (Costa, 1975; Brady & Weil, 2014).

A separação de areia grossa foi feita por crivagem, as frações limo e argila foram determinadas por sedimentação e pipetagem e a areia fina por sedimentação e decantação (Póvoas & Barral, 1992).

3.3.6. Análise da estabilidade da agregação - Relação de dispersão

A avaliação da estabilidade da agregação foi feita por via da análise de agregados realizada em água, para a qual se seguiu procedimento idêntico ao da análise granulométrica, mas sem se proceder à remoção de carbonatos nem à dispersão das amostras de solo. A conjugação dos dados da análise granulométrica e da análise de agregados possibilita o cálculo de índices ou coeficientes, capazes de medir a estabilidade da agregação do solo, ainda que de uma forma genérica.

No presente estudo foi utilizada uma relação de dispersão do tipo da de *Midleton*, utilizando como referência valores *d* correspondentes aos limites superiores das frações areia

fina (200 μm), limo (20 μm) e argila (2 μm). Desta forma, sendo D o teor de partículas de diâmetro $< d$ obtida por análise granulométrica e S o teor de partículas de diâmetro $< d$ obtida pela análise de agregados, a referida razão de dispersão será dada por S/D (Costa, 1975).

3.3.7. Determinação do pH

Para a determinação do pH utilizaram-se 25 ml de H_2O ou KCl 1M, que foram colocados em contacto com 10 g de material fino do solo durante 1 hora e agitadas manualmente com frequência - suspensões solo: solução na proporção 1:2,5. As leituras foram feitas através de um potenciômetro digital *Metrohm* 632 calibrado, 60 segundos após a agitação, ou até à estabilização do valor (Póvoas & Barral, 1992).

3.3.8. Determinação dos carbonatos totais

Baseia-se na medição do volume de CO_2 libertado por destruição dos carbonatos com ácido clorídrico a 10%. Utilizou-se um calcímetro de *Gerhardt*, com o qual se determinou o volume de CO_2 libertado, que foi depois convertido em massa equivalente de CaCO_3 e expresso em percentagem (Póvoas & Barral, 1992).

3.3.9. Determinação do carbono orgânico total

O carbono orgânico total ($\text{C}_{\text{org total}}$) foi determinado pelo método de “combustão por via húmida” de Springer & Klee, modificado por De Leenheer & Van Hove (1958), que se baseia na oxidação da MOS pelo dicromato de potássio, a temperaturas entre 157-160 $^{\circ}\text{C}$, em meio ácido.

O teor em matéria orgânica total do solo é avaliado a partir do teor de $\text{C}_{\text{org total}}$, considerando que a MOS tem em média 58% de carbono (Brady & Weil, 2014).

3.3.10. Determinação do carbono particulado

O carbono orgânico particulado (ou não humificado) foi determinado pelo método de oxidação por via húmida (como acima descrito) na fração do solo maior do que 50 μm . Esta é obtida por crivagem húmida de 10 g de fração fina dispersa em 100 ml de água destilada por agitação durante 1 hora.

3.3.11. Determinação do carbono solúvel em água quente

O carbono solúvel em água quente foi medido no extrato aquoso resultante da suspensão de 10 g da fração fina do solo em 50 ml de água a 85 $^{\circ}\text{C}$, durante 1 hora. Após a extração é feita uma centrifugação a 3000 rpm durante 10 minutos; o sobrenadante é então

filtrado e a solução resultante é evaporada em estufa, após o que o carbono dissolvido é determinado pelo método acima mencionado.

3.3.12. Determinações relativas ao complexo de troca

A capacidade de troca catiónica e os catiões de troca não ácidos foram determinados pelo método do cloreto de bário-trietanolamina, a pH 8,1 (Mehlich, 1948), dada a natureza carbonatada das amostras da região estudada. Com efeito, o método mais usual (acetato de amónio, a pH 7), é suscetível de dissolver os carbonatos, levando a que os valores de Ca^{2+} (e de Mg^{2+} , caso exista) extraídos ultrapassem largamente os correspondentes à fração permutável.

A determinação dos catiões não ácidos foi feita por espectrofotometria de absorção atómica, doseando individualmente o cálcio, o magnésio, o potássio e o sódio. A acidez titulável foi determinada por titulação com ácido clorídrico (Póvoas & Barral, 1992). A expressão dos resultados obtidos por estas determinações é feita em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de terra fina.

3.3.13. Determinação de N total, P e K extraíveis

A determinação do azoto total foi realizada de acordo com o método de *Kjeldahl* (Bremner & Mulvaney, 1982), que consiste em mineralizar os constituintes do solo com ácido sulfúrico e contabilizar o amoníaco libertado por titulação, ficando-se a conhecer a quantidade de azoto na fração fina do solo (Póvoas & Barral, 1992).

A metodologia seguida para a determinação de P e do K extraíveis foi a de *Egner-Riehm*, na qual se utiliza uma mistura de lactato de amónio e de ácido acético como solução extratante a pH 3,75. Esta solução permite a extração do fósforo e do potássio, que são posteriormente determinados, respetivamente, por colorimetria e por espectrofotometria de absorção atómica (Póvoas & Barral, 1992).

3.4. Análise Estatística

Para a análise estatística dos resultados obtidos combinou-se a utilização dos programas Excel (Office 2007) e R (versão 3.2.2.). O procedimento adotado envolveu a análise ANOVA dos resultados de alguns dos parâmetros determinados, embora noutros casos tenha sido considerada apenas uma análise estatística de tipo descritivo dos mesmos (média, desvio-padrão, máximos e mínimos). Foi verificada a existência ou não de normalidade nas distribuições e de homogeneidade das variâncias. Sempre que detetadas diferenças estatisticamente significativas, foi realizado um teste da estatística inferencial (Teste de *Tukey*) com nível de significância de $\alpha=0,05$.

4. Resultados e Discussão

Reação do Solo

A reação do solo da parcela de ensaio é neutra a levemente alcalina. Com efeito o pH do solo (em H₂O) variou genericamente entre 7,83 e 8,59. Em abril na camada 0 a 10 cm, os valores de pH medidos variaram entre 8,48 e 8,53 e na camada entre 20 e 30 cm, entre 8,51 e 8,57. No final do ensaio, os valores de pH variaram, na camada de 0 a 10 cm, entre 7,96 e 8,51, e na camada entre 20 e 30 cm entre 8,17 e 8,59 (**Anexo II**). Estes valores não apresentam entre si variações estatisticamente significativas ($\alpha = 0,05$).

O pH medido em KCl registou uma oscilação temporal semelhante, mas os respetivos valores (extremos entre 7,02 e 7,30 e diferenças entre modalidades/profundidades igualmente não significativas) foram consistentemente inferiores aos medidos em água, com diferença média entre ambos de cerca 1,2 unidades, para qualquer dos meses em análise.

A monitorização da reação do solo pode, como indicador químico da qualidade do mesmo, evidenciar tendências de acidificação, variação da disponibilidade em nutrientes e/ou alterações na atividade biológica (Loganathan & Narendiran, 2014). No caso em análise, o seguimento ao longo do ciclo cultural deste indicador não revelou, portanto, qualquer diferenciação atribuível às modalidades em estudo, o que, de resto também não surpreende, na medida em que a quantidade de carbonatos (teor médio de carbonatos de 18%) (**Anexo IV**) presentes no solo, é suficiente para tamponizar quaisquer variações deste parâmetro.

Catiões não ácidos e grau de saturação

O teor em catiões não ácidos (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺; conjunto designado por CnA) variou muito pouco entre abril e outubro. No caso particular do cálcio e do magnésio, os teores destes catiões eram já elevados na primeira medição e mantiveram-se da mesma forma na última, com teores médios próximos de 9 cmol_c kg⁻¹, considerando as duas profundidades em estudo. Os teores médios dos catiões monovalentes foram consideravelmente mais baixos – entre 0,1 e 0,2 cmol_c kg⁻¹ no caso do K⁺ e entre 0,4 e 0,7 cmol_c kg⁻¹ no caso do Na⁺. No que toca a estes últimos, tanto as diferenças respeitantes às duas datas de amostragem como as referentes às duas camadas não apresentaram relevância estatística. O mesmo sucedeu quando se compararam os teores dos CnA entre modalidades ($\alpha = 0,05$).

O grau de saturação (GS) na camada 0-10 cm variou entre 116 e 128% e entre os 20-30 cm de 97 a 132%. Trata-se de valores muito elevados, que correspondem à completa saturação do CT com catiões não ácidos, e que estão em concordância com o elevado teor em carbonatos e com os valores de pH genericamente próximos de 8,5 (**Quadro 7**).

Quadro 7 – Valores médios (n=3) para os cátions não ácidos, soma (S), capacidade de troca catiônica (CTC - medido no início do ensaio) e grau de saturação (GS), para cada modalidade/profundidade. Valores de abril e outubro encontram-se separados por uma barra (|).

	Prof.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	CTC	GS
	(cm)	cmol _c kg ⁻¹						(%)
M1	0-10	8,4 7,2	8,9 6,5	0,2 0,1	0,7 0,4	18,2 14,1	14,5	126 97
	20-30	8,3 7,1	8,6 6,3	0,1 0,1	0,7 0,3	17,7 13,9	13,8	128 101
M2	0-10	8,4 8,9	8,5 9,2	0,2 0,2	0,7 0,4	17,8 18,7	14,5	123 129
	20-30	8,7 8,7	8,3 8,2	0,1 0,1	0,5 0,4	17,8 17,5	15,4	115 114
M3	0-10	7,2 6,8	8,1 8,2	0,1 0,1	0,7 0,4	16,0 15,4	13,7	117 112
	20-30	7,9 7,3	8,3 8,6	0,1 0,1	0,7 0,4	17,1 16,4	13,6	126 121
M4	0-10	8,8 9,4	9,7 10,8	0,3 0,2	0,6 0,4	19,4 20,8	15,9	122 130
	20-30	8,6 8,9	8,9 10,6	0,2 0,1	0,6 0,3	18,3 19,8	15,0	122 132
Média	0-10	8,2 8,1	8,8 8,7	0,2 0,1	0,7 0,4	17,8 17,3	14,6	122 117
	20-30	8,4 8,0	8,5 8,4	0,1 0,1	0,6 0,4	17,7 16,9	14,5	123 117
Desvio-padrão	0-10	0,7 1,3	0,7 1,8	0,06 0,04	0,03 0,01	1,4 3,0	0,9	3,0 16
	20-30	0,3 0,9	0,3 1,7	0,05 0,01	0,08 0,04	0,5 2,5	0,9	6,0 13
Máximo		8,8 9,4	9,7 10,8	0,3 0,2	0,7 0,4	19,4 20,8	15,9	128 132
Mínimo		7,2 6,8	8,1 6,3	0,08 0,08	0,5 0,3	16,0 13,9	13,6	116 97

Na **Figura 9**, apresenta-se a evolução da proporção dos valores médios de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺ na soma total dos CnA, para as duas profundidades em estudo. Os cátions bivalentes, representam em termos médios e relativos mais de 95% do total de cátions não ácidos e, também em relação a eles, não existem diferenças significativas entre as diversas modalidades e profundidades. O comportamento verificado no caso do K⁺ e Na⁺ é mais dinâmico e existem efetivamente diferenças entre o teor verificado em abril e o teor em outubro, para cada profundidade. A redução da importância do K⁺ e Na⁺, na soma total não tem relevância no contexto do ensaio, visto que não há diferenças significativas entre modalidades ($\alpha = 0,05$), e poderá estar relacionada com perdas por lixiviação, uma vez que, como adiante se discutirá, as dotações de rega foram tendencialmente superiores às necessidades.

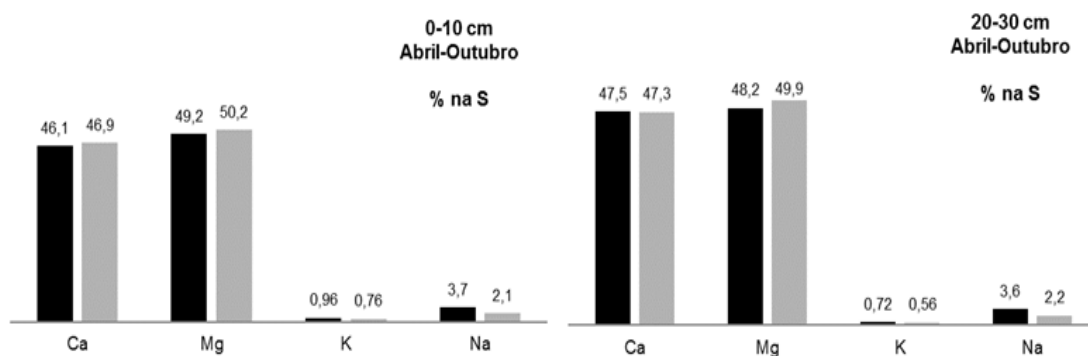


Figura 9 – Valores médios de Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e K⁺ em relação à soma de cátions não ácidos de troca (S) para abril-outubro a 0-10 cm e a 20-30 cm de profundidade.

Carbono Orgânico

Carbono Orgânico Total

O teor em carbono orgânico total ($C_{org\ total}$) apresentou valores extremamente baixos e a variação entre profundidades avaliadas foi reduzida. Os respetivos teores médios situaram-se entre 3,4 - 4,1 g kg⁻¹ para abril e entre 3,1 - 4,3 g kg⁻¹ para outubro (**Anexo III**). Por modalidade não foram encontradas variações estatisticamente significativas, ou sequer perceptíveis, entre os dois momentos de medição.

Carbono Particulado

O carbono particulado (C_{part}) (**Quadro 9**) representa um subconjunto do $C_{org\ total}$, sendo os seus teores naturalmente inferiores aos deste último. No universo amostrado, o C_{part} variou genericamente entre 0,47 e 0,80 g kg⁻¹ na primeira medição (abril) e entre 0,62 e 0,95 g kg⁻¹ no final do ensaio (outubro), considerando ambas as profundidades. Importa notar que estes valores representam uma proporção baixa do $C_{org\ total}$ (**Figura 10**) e estão em consonância com o facto de a área do ensaio ter estado sem qualquer cobertura vegetal durante bastante tempo.

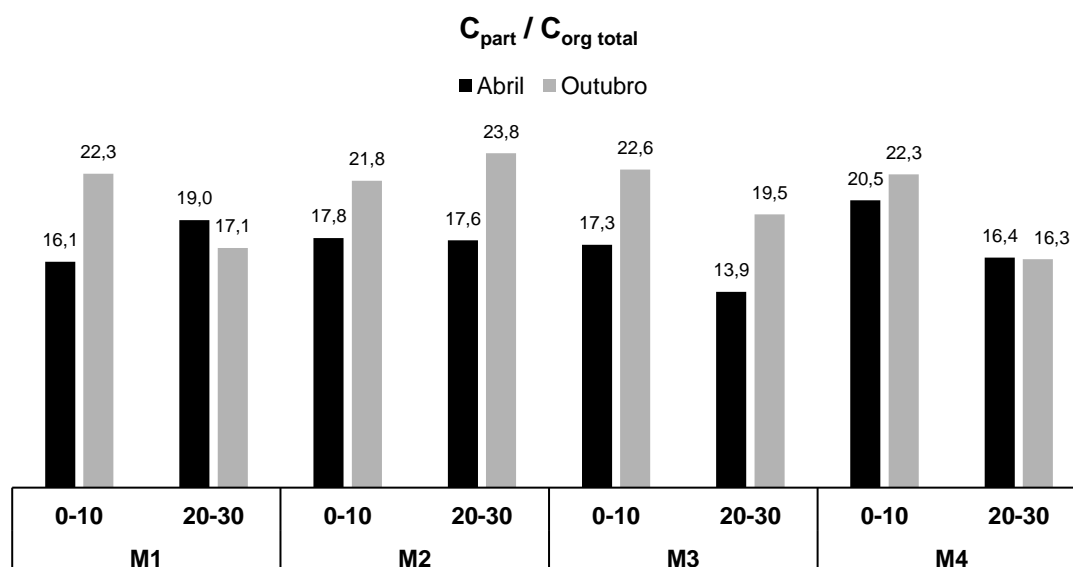


Figura 10- Relação percentual $C_{part}/C_{org\ total}$ para abril e outubro.

Na avaliação feita em abril não foram encontradas diferenças estatísticas entre as modalidades ensaiadas e as profundidades monitorizadas. Situação quase semelhante sucedeu no final do ciclo cultural, embora os valores do C_{part} da camada 0-10 cm na modalidade 4 (0,95 g kg⁻¹) tivesse sido significativamente diferente das restantes modalidades. Assim, a diferença entre valores correspondentes a abril e a outubro é irrelevante, ainda que, à exceção da modalidade 1 a 20-30 cm, se tenha verificado um ligeiro

aumento do teor médio de C_{part} em todas as modalidades, a ambas as profundidades. Muito provavelmente, este aumento dos valores médios de carbono particulado estará relacionado com o facto de a situação inicial do solo ter sido consideravelmente afetada pelo período em que não houve aportes ou entradas de biomassa no sistema, em resultado da utilização da área de ensaio como um parque de máquinas. Admite-se que a biomassa radicular da cultura ensaiada terá promovido ao longo do ensaio uma atividade biológica (ainda que em termos absolutos muito diminuta) relativamente mais elevada do que aquela que existia inicialmente.

Quadro 8 - Valores médios ($n=3$) de C_{part} em abril e outubro, para cada modalidade e profundidade. Letras iguais seguidas não apresentam diferenças estatisticamente significativas a $\alpha = 0,05$.

	abril	C_{part}		outubro	C_{part}
	Prof. (cm)	(g kg ⁻¹)		Prof. (cm)	(g kg ⁻¹)
M1	0-10	0,63 ^a		0-10	0,82 ^a
	20-30	0,72 ^{a'}		20-30	0,63 ^{a'}
M2	0-10	0,72 ^a		0-10	0,77 ^a
	20-30	0,72 ^{a'}		20-30	0,80 ^{a'}
M3	0-10	0,69 ^a		0-10	0,69 ^a
	20-30	0,47 ^{a'}		20-30	0,62 ^{a'}
M4	0-10	0,80 ^a		0-10	0,95 ^b
	20-30	0,61 ^{a'}		20-30	0,70 ^{a'}

Carbono solúvel em água quente

Os teores de carbono solúvel em água quente (HWECE) variaram globalmente entre 0,17 e 0,55%. Entre o início e o fim do ensaio o teor médio de HWECE sofreu uma redução significativa em todas as modalidades, tanto a 0-10 como a 20-30 cm. De facto, os valores médios desta fração de carbono foram, em abril, de 0,44% nas camadas de 0 a 10 cm, e de 0,40% nas de 20 a 30 cm. Em outubro, como já referido, estes valores médios reduziram-se para 0,25% nas camadas de 0 a 10 cm e para 0,22% nas camadas de 20 a 30 cm de profundidade.

Nas camadas 0-10 cm os teores de HWECE determinados em abril diferem significativamente a $\alpha=0,05$ dos determinados em outubro, o mesmo sucedendo para as camadas 20-30 cm (**Quadro 9**) (**Anexo XI**). São também estatisticamente diferentes os valores do HWECE à superfície no início do ensaio, na modalidade 3 (plástico biodegradável e rega superficial) (0,55%), quando comparados com os teores das restantes modalidades à mesma profundidade. É de referir, no entanto, que a ordem de grandeza das diferenças verificadas em outubro é semelhante à das alterações detetadas na modalidade 3 em abril, facto que, naturalmente, é atribuível à variabilidade do solo. Refira-se também que na M4 (PE e rega superficial) se observou uma redução consistente dos valores de HWECE (**Figura 11**) em ambas as profundidades, correspondendo à camada 20-30 cm o valor mais baixo determinado (0,170%).

Quadro 9 - Valores médios (n=3) de HWE C em abril e outubro, para cada modalidade e profundidade. Letras iguais seguidas não apresentam diferenças estatisticamente significativas a $\alpha = 0,05$.

	abril		outubro	
	Prof. (cm)	HWE C (%)	Prof. (cm)	HWE C (%)
M1	0-10	0,32 ^a	0-10	0,24 ^c
	20-30	0,35 ^{a'}	20-30	0,20 ^{c'}
M2	0-10	0,38 ^a	0-10	0,31 ^c
	20-30	0,48 ^{a'}	20-30	0,27 ^{c'}
M3	0-10	0,55 ^b	0-10	0,22 ^c
	20-30	0,29 ^{a'}	20-30	0,23 ^{c'}
M4	0-10	0,51 ^a	0-10	0,24 ^c
	20-30	0,49 ^{a'}	20-30	0,17 ^{c'}

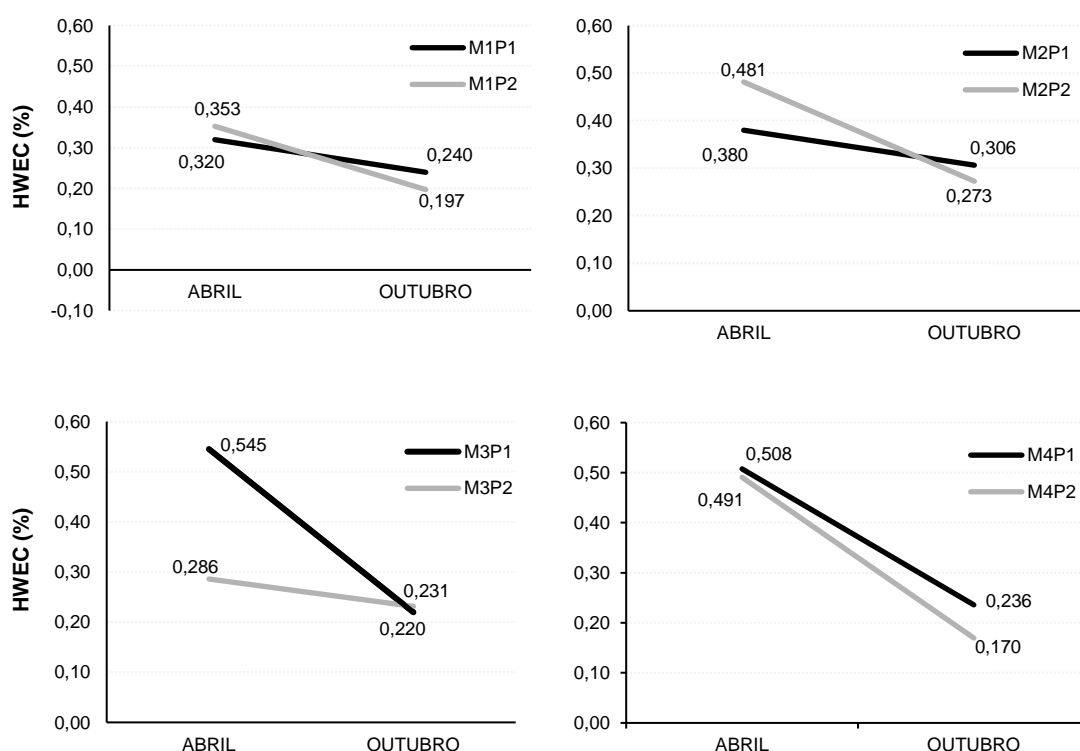


Figura 11- Evolução do HWE C de todas as modalidades (M1, M2, M3 e M4) e profundidades P1 (0-10 cm) e P2 (20-30 cm).

O carbono extraível a água quente representou, em média, entre 8,2 e 13,6% do total de carbono orgânico. O intervalo de variação da razão $HWE C/C_{org\ total}$ foi de -0,7 para a M2 (0-10 cm) e -9,3% para a M4 (20-30 cm), pondo em evidência a redução consistente deste indicador ao longo do ensaio (**Figura 12**). Assim a proporção de HWE C no $C_{org\ total}$ diminuiu em todos os casos, de forma considerável, sendo acompanhada pela redução concomitante (ainda que de menor amplitude) da relação entre a fração não humificada e o carbono total ($C_{part}/C_{org\ total}$) (**Anexo VI**).

As maiores reduções de HWE C relativamente ao $C_{org\ total}$ (**Figura 12**) verificaram-se para a M4 (plástico convencional e rega superficial) em ambas as profundidades.

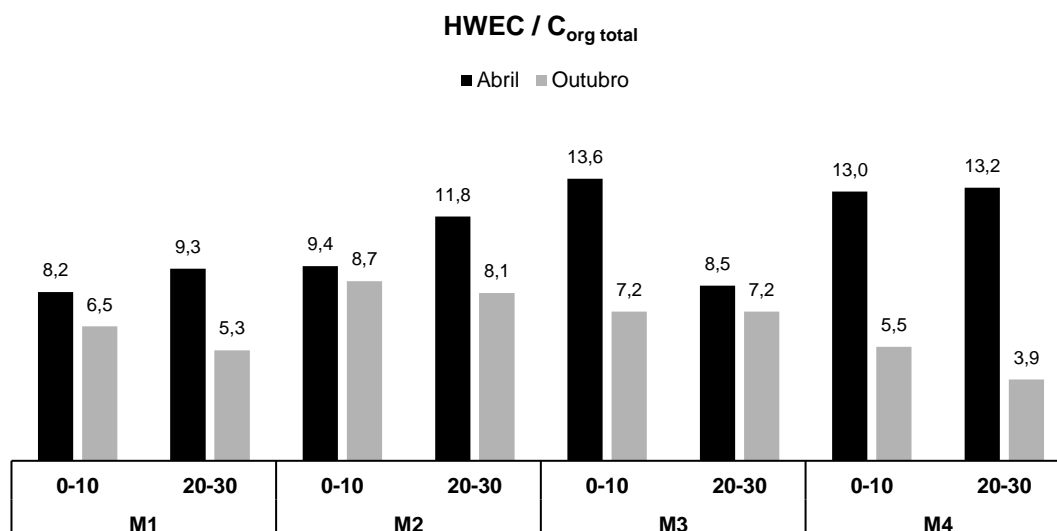


Figura 12 – Relação percentual HWEC/ C_{org total} para abril e outubro.

Análise da evolução das diferentes frações do carbono orgânico

A estabilidade do carbono orgânico relaciona-se com o teor em argila, razão pela qual o processo de alteração por práticas de gestão se torna primeiramente visível e detetável na fração lábil, que é relativamente independente dos pontos de adsorção (Weigel *et al.*, 2011; Ćirić *et al.*, 2016). Como seria expectável face à sua natureza de indicador genérico da qualidade do solo, a variação do carbono orgânico total do solo mostrou-se demasiado pequena (e lenta) para ser detetada, tanto mais que o seu teor era, à partida, bastante baixo.

Todavia, verificou-se que o teor de carbono solúvel em água quente (HWEC) sofreu um declínio ao longo do tempo em todas modalidades em estudo. Este declínio corresponde efetivamente à redução da fração mais lábil do C_{org total} e ao aumento proporcional das frações de menor degradabilidade. Este facto pode ter impacto na evolução da taxa de decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, que é determinada pelas condições ambientais e pela qualidade dos resíduos. Por esta razão, a dimensão do reservatório de HWEC e a sua disponibilidade enquanto substrato são de uma importância crítica para o fluxo de nutrientes nos sistemas agrícolas (Gregorich *et al.*, 2003). A variação do teor de HWEC era expectável, pois esta fração apresenta grande labilidade e, ainda que não se tenham encontrado distinções por modalidades, as alterações detetadas sucederam num espaço muito curto de tempo, ao longo do qual os outros indicadores, C_{org total} ou C_{part} variaram muito pouco ou mesmo nada, tal como já havia sido verificado por Ghani *et al.* (2002) e por Silveira (2005).

Importa referir que as condições em que os resultados das extrações do C solúvel em água quente foram obtidos (solo com teor de argila entre 15 e 44%) são correlacionáveis com aquelas que Weigel *et al.* (2011) consideram como suscetíveis de gerar resultados mais dignos de confiança. Com efeito, segundo aqueles autores, quando o teor em argila é <15% o desempenho do método HWEC é afetado, devido à natureza heterogénea desta fração; por

outro lado, para teores de argila acima dos 45%, o efeito da estabilização/proteção do carbono é suficiente para determinar a baixa extração com água quente.

Por outro lado, convirá ter presente que o HWEC apresenta uma razoável heterogeneidade química, a qual pode facilmente afetar a reprodutibilidade dos resultados. É de supor que tal tenha sucedido com os resultados aqui apresentados, obtidos em três repetições, tendo em conta o valor relativamente elevado de alguns dos desvios-padrão (**ANEXO V**), sobretudo no caso das determinações relativas à M2.

A redução verificada nos teores de carbono extraível com água quente, ou da razão percentual HWEC/ $C_{org\ total}$, sugere que, para qualquer das modalidades em estudo, existiu uma redução da atividade microbiana e consequentemente do azoto mineralizável, o que se mostra consistente com os resultados de Ghani *et al.* (2002) e Weigel *et al.* (2011).

Para além da forte correlação como C da biomassa microbiana e o N mineralizável, o HWEC apresenta uma relação próxima com a microagregação (Ghani *et al.*, 2003), e com a estabilidade da macroagregação (Ghani *et al.*, 2002). No caso presente, contudo, a relação deste indicador com a estabilidade da agregação, que adiante se apresenta, não foi observada, o que poderá estar relacionado com a presença de elevados teores de carbonatos e, muito provavelmente, também com a reduzida quantidade de MO existente (valor médio de 3,7 g kg⁻¹).

Os resultados relativos ao HWEC, C_{part} ou $C_{org\ total}$ sugerem, assim, a inexistência de diferenças associadas às modalidades ensaiadas.

Análise de Agregados

Como oportunamente referido, os resultados da análise de agregados foram conjugados com os da análise granulométrica num índice análogo ao da *relação de dispersão de Middleton*, tendo sido utilizados como valores de referência para a dimensão dos agregados (d) os limites superiores da areia fina, do limo e da argila.

As relações de dispersão (S/D) encontradas variaram de forma idêntica em ambas as avaliações, feitas no início e no fim do ensaio, e mostram-se no **Quadro 10**.

Para os valores de d correspondentes à areia fina (0,2 mm) e ao limo (0,02 mm), as relações S/D variaram essencialmente entre 0,92 e 1,05¹ (**Quadro 10**). Estes valores resultam de os teores de areia fina e de limo obtidos por análise de agregados terem sido semelhantes aos obtidos pela análise granulométrica convencional, o que corresponde à inexistência de agregados (de dimensão areia fina ou de limo) estáveis em água. Todavia, para valores de d correspondentes à dimensão limite da fração argila (0,002 mm), a razão S/D variou entre 0,02 e 0,10 (**Quadro 10**), isto é, tais valores situaram-se bastante próximos de zero, o que significa que quase todas as partículas individuais de dimensão argila (< 2 µm) se encontram reunidas em agregados de diâmetro superior a 2 µm. Este comportamento verificou-se repetidamente

¹As relações S/D têm um valor máximo de 1. Valores superiores a este, resultam dos métodos associados à determinação, dada a inevitável heterogeneidade, tanto das amostras como do tratamento a que cada uma foi sujeita, sobretudo na crivagem e na agitação das suspensões durante a análise de agregados.

em todas as modalidades e profundidades em análise, de tal forma que nenhuma diferença estatisticamente significativa ($\alpha=0,05$) foi encontrada para os valores S/D calculados.

Para complementar a compreensão deste assunto, apresentam-se no **Anexo X**, os resultados obtidos por análise granulométrica (em abril) e por análise de agregados (abril e outubro). Através do mesmo pode verificar-se que a redução dos teores da fração argila afeta por igual todas as modalidades e profundidades e é sistematicamente acompanhada por um aumento proporcional da fração limo (e só desta). Isto deve-se sem dúvida à floculação da argila, por via do efeito dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} , mas não existe aglutinação das partículas de diâmetro entre 2 e 20 μm em unidades de maior dimensão. Parece não existirem, portanto, as construções típicas de agregados associadas à ação da MO (p.e., por efeito das raízes) e da atividade biológica do solo (que é baixa, como se infere dos valores de HWEC).

Quadro 10 – Relação de dispersão considerando os limites superiores da areia fina, do limo e da argila.

Modalidades	Prof. (cm)	abril			outubro		
		S/D	S/D	S/D	S/D	S/D	S/D
		d=200 μm	d=20 μm	d=2 μm	d=200 μm	d=20 μm	d=2 μm
M1	0-10	0,99	0,96	0,08	0,96	0,88	0,06
M2		1,00	0,97	0,10	1,04	0,98	0,03
M3		0,99	1,01	0,04	1,00	0,94	0,04
M4		0,99	1,00	0,02	1,00	1,00	0,05
M1	20-30	0,99	0,94	0,03	0,99	0,92	0,02
M2		1,00	0,96	0,09	1,05	0,98	0,04
M3		1,00	1,00	0,03	1,00	0,96	0,04
M4		0,99	1,00	0,03	1,03	1,05	0,03

Massa Volúmica Aparente

A massa volúmica aparente (M_{vap}) do solo foi medida no início (antes da mobilização que antecedeu a instalação do ensaio) e no fim do ensaio. No primeiro caso, em abril, a M_{vap} medida foi de $1,50 \pm 0,05 \text{ g cm}^{-3}$ à superfície, e de $1,48 \pm 0,04 \text{ g cm}^{-3}$ entre 20 e 30 cm. No final do ensaio, em outubro, a grandeza relativa daqueles valores apresenta uma inversão – $1,39 \pm 0,09 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,50 \pm 0,09 \text{ g cm}^{-3}$, respetivamente nas camadas 0-10 e 20-30 cm. Na **Figura 13** apresenta-se a evolução da M_{vap} nas datas e profundidades referidas.

A análise de variância (**Anexo XI**) mostra não haver diferenças significativas entre as diferentes modalidades no que respeita aos valores de M_{vap} medidos, tanto em abril como em outubro. No entanto, os valores da M_{vap} da camada superficial foram significativamente mais baixos na avaliação feita em outubro, certamente em resultado de, como acima referido,

estarem a ser comparados com valores obtidos em abril, antes de qualquer mobilização do solo. O aumento dos valores de M_{vap} verificados entre abril e outubro na camada de 20 a 30 cm de profundidade não têm relevância estatística, ainda que a tendência para um novo aumento da compactação do solo seja bastante perceptível.

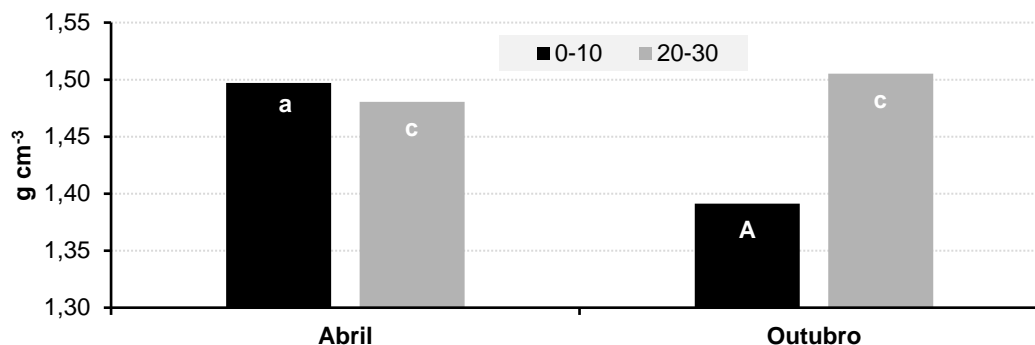


Figura 13- Evolução da M_{vap} (abril – outubro) a 0-10 e a 20-30 cm de profundidade. Para cada profundidade, colunas com a mesma letra não apresentam diferenças significativas a $\alpha=0,05$ ($n=12$).

As diferenças entre os valores encontrados de M_{vap} não estão associadas às diferenças entre modalidades, e resultam de uma conjugação de fatores que incluirão a manutenção dos baixos teores de carbono orgânico total, a fraca agregação das partículas do solo e a irrelevância das diferenças encontradas nas distribuições radiculares das plantas.

Os valores referidos são notoriamente mais elevados do que a textura do solo faria prever – aproximadamente $1,2 \text{ g cm}^{-3}$, segundo Brady & Weil (2014) -, o que aponta claramente para uma condição de elevada compactação do solo. É de referir que, mesmo após a mobilização efetuada, os valores de M_{vap} continuaram acima dos de referência, indicando que ao longo dos ciclos de mobilização do solo e instalação da cultura este parâmetro evoluiu de forma bastante lenta, facto que poderá estar relacionado com o efeito negativo que o elevado número de mobilizações do solo executadas tiveram na agregação do mesmo.

Azoto total e razão Carbono/Azoto

O teor médio de N, resultante da soma entre a forma amoniacal e a nítrica, variou entre 10 e 37 mg kg^{-1} (abril), e entre 1 e 18 mg kg^{-1} (outubro), considerando ambas as profundidades (Figura 14).

Os valores mais elevados encontram-se associados à M1 (PE e rega subterrânea) entre 0 e 10 cm, sendo a diferença para os restantes estatisticamente significativa ($\alpha=0,05$). A mesma é explicável pelo fornecimento de nutrientes ao solo, muito em particular de N, via fertirrega. Dado que a dotação de rega nesta modalidade, como à frente se discutirá, foi superior às suas necessidades efetivas, os teores em N são, assim, muito mais elevados do que os das restantes modalidades.

O interesse do teor em N enquanto indicador das diferenças associadas às modalidades em estudo é consequentemente irrelevante, porque a sua variabilidade está dependente das aplicações com a água de rega.

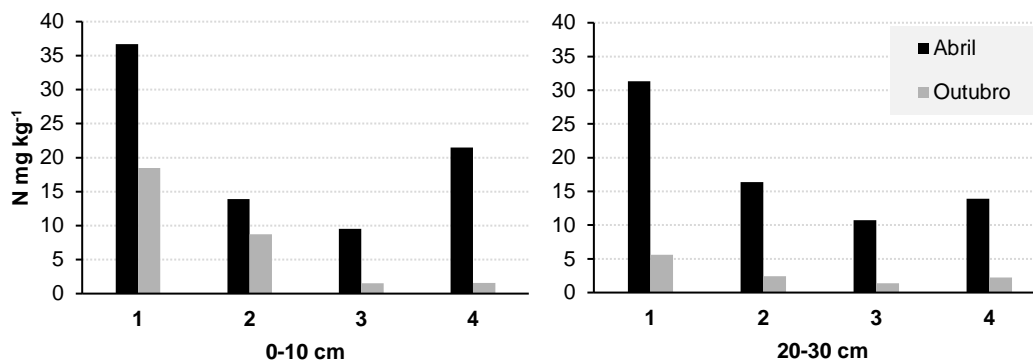


Figura 14 – Evolução do teor médio de N mineral por modalidade/profundidade (n=2).

A razão C/N foi sistematicamente superior a 100, no entanto estes valores estão dependentes da irregularidade e variabilidade associada às aplicações de N. A atividade biológica encontra-se assim, bastante limitada. O fraco aporte de resíduos durante anos, por via da utilização da área como um parque de máquinas, será responsável por esta gama de valores da razão C/N encontrados. Será, no entanto, de referir que os desvios-padrão associados às determinações de azoto (nitríco e amoniacal) variaram entre 0,01 e 9,5 mg kg⁻¹.

Fósforo e Potássio extraíveis

Os teores médios de P e K por modalidade/profundidade apresentaram valores relativamente próximos. No caso do P extraível, tais valores oscilaram entre 30 e 52 mg kg⁻¹ (abril) e entre 26 e 43 mg kg⁻¹ (outubro), e no do K extraível entre 129 e 279 mg kg⁻¹ (abril), e entre 90 e 305 mg kg⁻¹ (outubro). Na maior parte dos casos os teores destes nutrientes (**Figura 15**) não sofreram, assim, grandes oscilações entre abril e outubro, à exceção da M4 (PE e rega superficial), em ambas as profundidades, tanto no que toca ao P como ao K.

Tal como já referido para o caso do N, os teores de P e K extraíveis são de pouco interesse enquanto indicadores de diferenças entre as quatro modalidades, dada a aplicação destes (e de outros) nutrientes ao solo, via fertirrega.

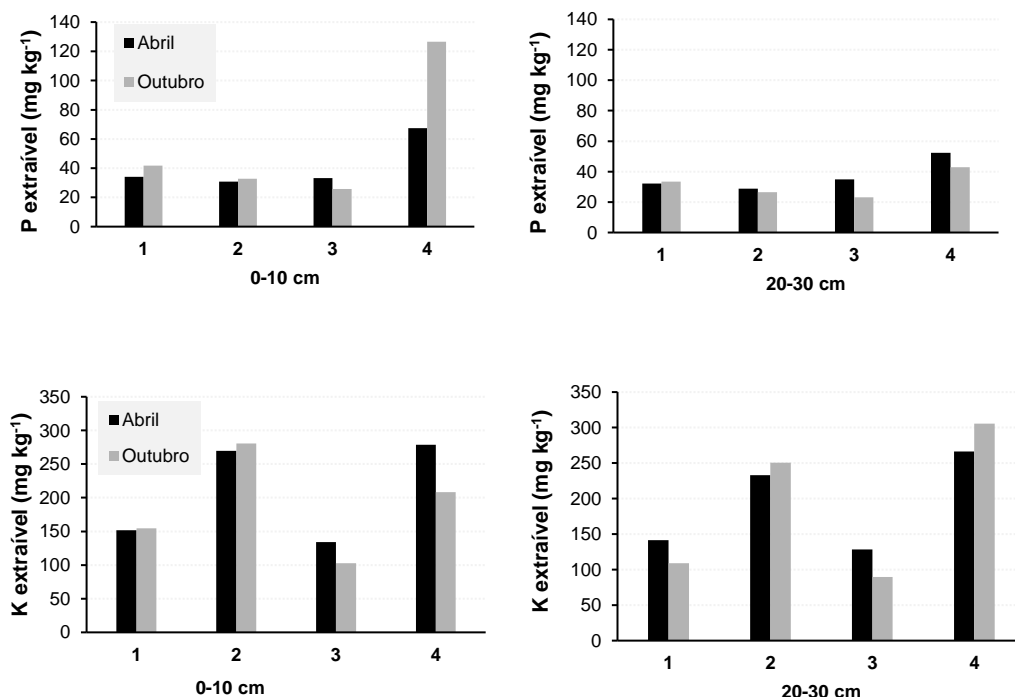


Figura 15- Evolução do teor médio de P e K por modalidade e profundidade (n=2).

Rega e potencial da água no solo

A dotação total média aplicada foi de 89 m³, com valores máximo e mínimo, respetivamente de 98 m³ (plástico biodegradável e rega superficial, M3) e de 84 m³ (plástico biodegradável e rega subterrânea, M2) (**Figura 16**).

As curvas cumulativas da quantidade de água fornecida seguem uma evolução muito semelhante, sem que haja diferenciação entre modalidades. Os pontos de inflexão correspondem à alteração dos parâmetros escolhidos para a rega (datas e dotações, ver **Figura 16**). Isto resultou do facto de, após a instalação do ensaio, se ter verificado que o sistema de distribuição de água instalado não tinha possibilidade de diferenciar os caudais e os tempos de rega para cada talhão, em conformidade com os dados fornecidos pelas sondas de tensão de humidade. Por esta razão a aplicação de água acabou por ser realizada sem correspondência consistente com a tensão de água no solo.

A **Figura 17** apresenta a variação da tensão média de água no solo para cada mês e para cada modalidade, a 5, 20 e 30 cm de profundidade. De acordo com as especificações das sondas utilizadas, valores ψ (potencial) entre 0-10 kPa indicam uma condição próxima da saturação do solo, enquanto potenciais acima de 80 kPa indicam a conveniência em regar para garantir a manutenção no solo de água facilmente disponível.

Da análise por profundidade/modalidade, destaca-se de forma transversal a todas as modalidades o aumento notório da tensão do solo a partir do mês de julho, com reduções acentuadas relacionáveis com os momentos de rega. A modalidade com plástico biodegradável

e rega subterrânea [M2] esteve sujeita a tensões superiores à superfície, particularmente evidentes entre os dias 91 a 111, o que é relacionável com a dotação mais reduzida que lhe foi aplicada (83,67 m³), dada a não diferenciação de caudais, mas também por se tratar de uma aplicação subterrânea à profundidade média de $18,5 \pm 2$ cm, que foi aquela a que a fita de rega foi efetivamente enterrada. As tensões verificadas mesmo período na modalidade homóloga (polietileno com rega subterrânea, [M1]), regada à superfície, não foram tão acentuadas (Figura17).

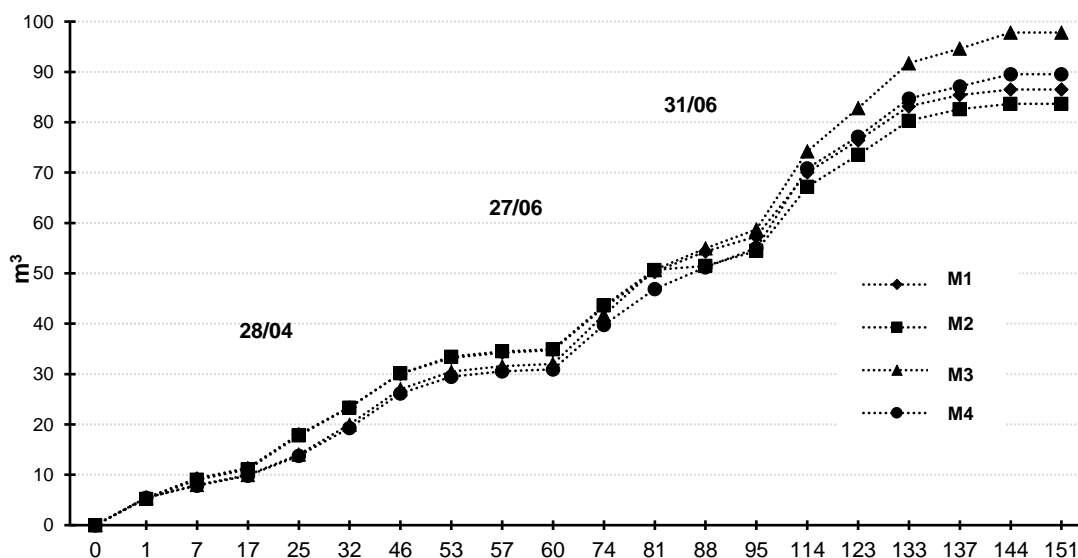


Figura 16 – Curva de dotação de rega acumulada (m³) em cada dia de rega do ensaio com início a 28/04/2015 (d = 0).

Efetivamente, a análise da dotação de água por modalidade, em associação com os registos das sondas de tensão do solo, realça que as situações de maior tensão (ou menor potencial de água), se verificaram nos primeiros 5 cm, quando a rega era subterrânea, exceto no caso da modalidade com polietileno e rega superficial [M4], apartir de julho, por motivo de avaria de uma das válvulas. No caso das modalidades regadas superficialmente, aqueles valores são relativamente próximos até ao mês de julho, com intervalos de variação de tensão análogos para cada profundidade. Na modalidade com plástico biodegradável e com rega subterrânea [M2] verificou-se, depois do mês de agosto, uma tendência mais marcada para a subida da tensão da água, já referida, à qual esteve associada a evidente degradação da cobertura plástica na parte final do ensaio.

A indiferenciação dos caudais de água de rega conduziu à equalização das modalidades em termos de eficiência da rega, estando as diferenças entre as modalidades associadas à aplicação superficial e subterrânea da água, Contudo, e apesar do diferente fornecimento de água entre modalidades, não terá havido verdadeiro défice de água em

nenhuma delas (**Figura 17**), uma vez que o solo é de textura argilosa e, como tal, mesmo a - 200 kPa não deverá ter havido nenhum problema relevantes de disponibilidade de água.

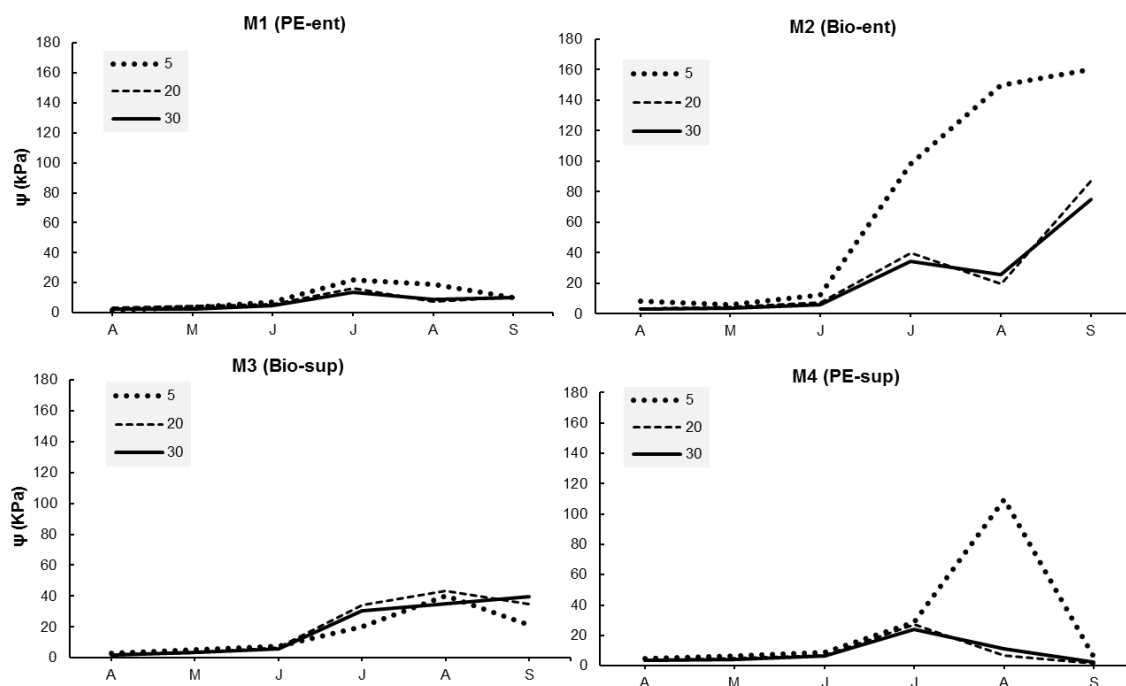


Figura 17- Evolução da potencial de água no solo (em kPa) por modalidade a 5, 20 e 30 cm de profundidade.

Temperatura do solo

A evolução da temperatura do solo seguiu uma distribuição semelhante em todas as modalidades até ao mês de julho, com temperaturas entre os 25 e os 27 °C. Posteriormente registou-se a diminuição destes valores, tendo os mesmos atingido, no final do ensaio, o valor mínimo absoluto de 22 °C (**Figura 18**) nas linhas cobertas com polietileno e regadas superficialmente (M4).

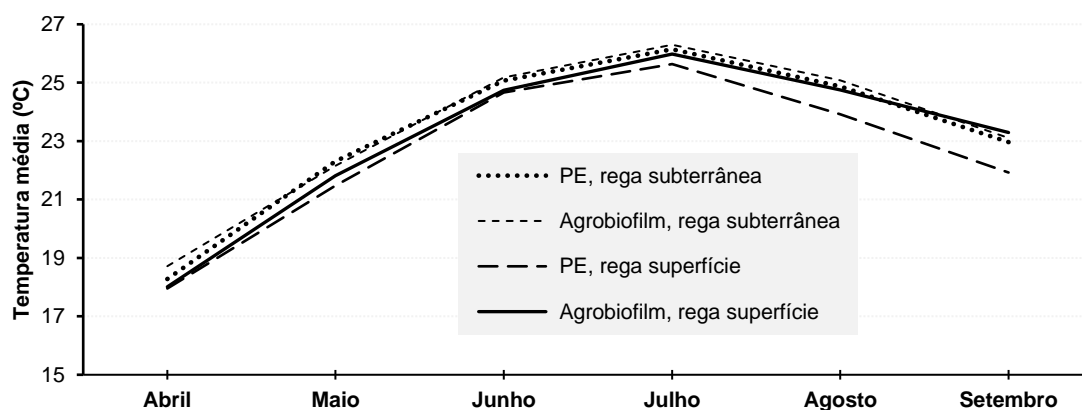


Figura 18 - Evolução da temperatura do solo a 20 cm de profundidade para cada modalidade.

As temperaturas do solo sob plástico biodegradável (formulação *Mater-Bi™*), de acordo com os resultados obtidos por Saraiva *et al.* (2012), tendem a ser inferiores em 0,7 °C quando comparadas com as temperaturas sob cobertura de polietileno convencional de igual espessura e cor. É assim, expectável que as temperaturas encontradas em solos cobertos com PE, sejam superiores às encontradas sob plástico biodegradável nas mesmas condições, dado que a maior permeabilidade deste último (Weber, 2003) promove a transferência de vapor de água (Magnani *et al.*, 2005).

Neste trabalho, a resposta térmica do solo ao binómio cobertura/rega é muito semelhante até ao mês de julho, com exceção da modalidade com polietileno e rega superficial por razões relacionadas com a dotação de rega excessiva, verificável no registo da sonda de teor de humidade situada a 5 cm de profundidade. O perfil térmico foi, consequentemente, muito semelhante em todos os casos, o que se explica pela relativa uniformidade de propriedades do solo, como a textura, o teor de água e o de MOS, bem como das características da superfície do mesmo.

Importa finalmente referir que não é possível retirar significado estatístico destes resultados, dada a opção no delineamento experimental, de reduzir o número de sondas de temperatura para aumentar o das de tensão de humidade do solo.

Desenvolvimento vegetativo ao longo do ciclo cultural

A evolução média da altura das plantas até à inserção das últimas folhas, bem como do diâmetro, medidos no campo em cada modalidade, em 6 momentos distribuídos ao longo do ciclo cultural mostra-se nas **Figuras 19 e 20**.

A altura e o diâmetro das plantas seguiram uma distribuição semelhante em todas as modalidades. Na medição inicial, a modalidade M1 (rega subterrânea e cobertura de polietileno), apresentou a menor altura (11 cm), associada ao menor diâmetro (4,5 mm). Na modalidade M4 (rega superficial e PE), as plantas alcançaram em média 14 cm de altura e 5,8 mm de diâmetro, sendo estes os valores mais elevados encontrados nesta ocasião (29/05/2015). A modalidade 2 (plástico biodegradável e rega subterrânea) apresenta valores mais baixos de ambos os parâmetros de crescimento, que é especialmente evidente no mês de julho.

Os parâmetros de crescimento (altura e diâmetro) sofreram uma redução nos seus acréscimos por unidade de tempo a partir do dia 26/06 para a altura, e a partir de 10/07 para o diâmetro, em todas as modalidades.

Na última medição, na M4 (rega superficial e PE) mediram-se plantas com 61 cm de altura e 18 mm de diâmetro, enquanto a modalidade M3 (rega superficial e cobertura biodegradável) apresentou a altura média mais baixa (56 cm) e 18 mm de diâmetro e a modalidade M2 (rega subterrânea e cobertura biodegradável) apresentou o diâmetro mínimo absoluto de 17 mm, e 60 cm de altura.

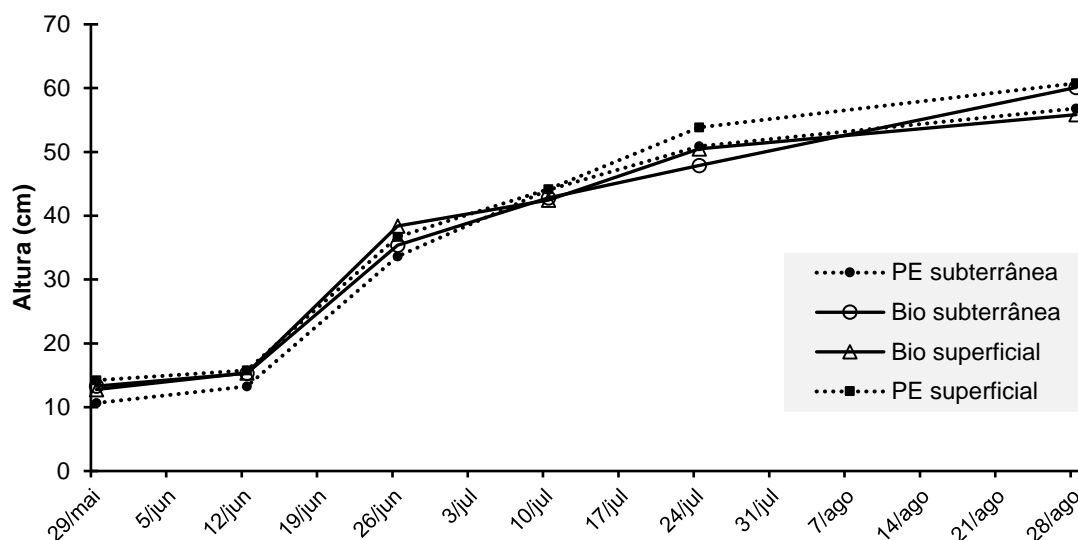


Figura 19 - Evolução da altura média (n=6) por modalidade.

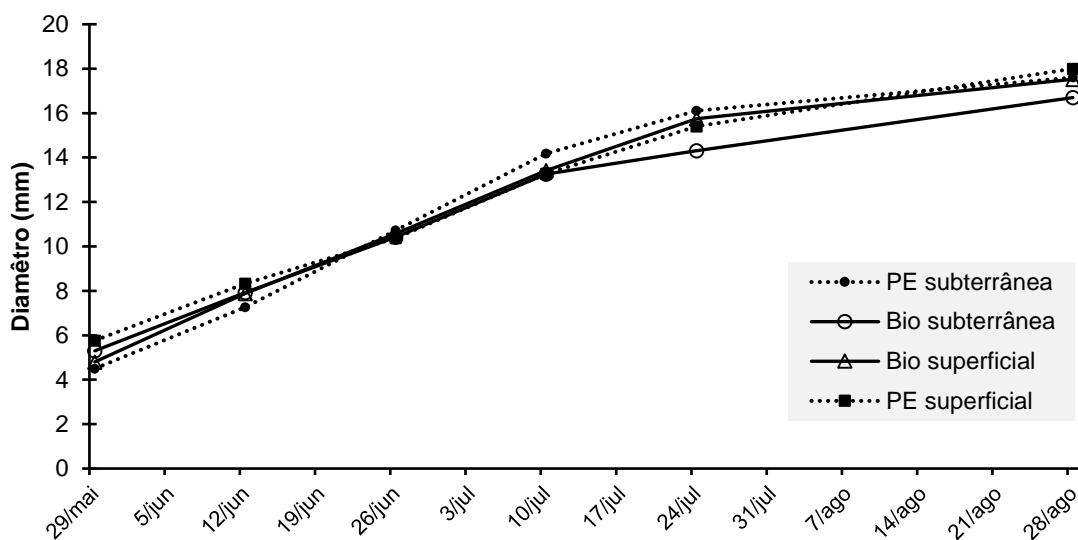


Figura 20 – Evolução do diâmetro médio (n=6) por modalidade.

A avaliação da biomassa seca a 65°C evidenciou diferenças estatísticas para o peso médio da raiz na primeira medição realizada a 26/06/2015 (**Anexo XI**). Nesta data, as modalidades 3 e 4, ambas regadas superficialmente, apresentaram pesos radiculares significativamente superiores às modalidades com rega subterrânea, com 8,03 e 8,34 g para a M3 e para a M4 e 4,98 e 3,46 g para a M2 e para a M1, respetivamente (**Figura 21**). A modalidade 1 regista os valores mais baixos relativos ao alcance radicular (C), peso radicular (R) e peso da parte aérea (PA), tanto na primeira como na segunda avaliação. O valor mínimo do peso radicular inicial (3,5 g) foi medido nesta modalidade e é consistente com os restantes parâmetros de crescimento da mesma.

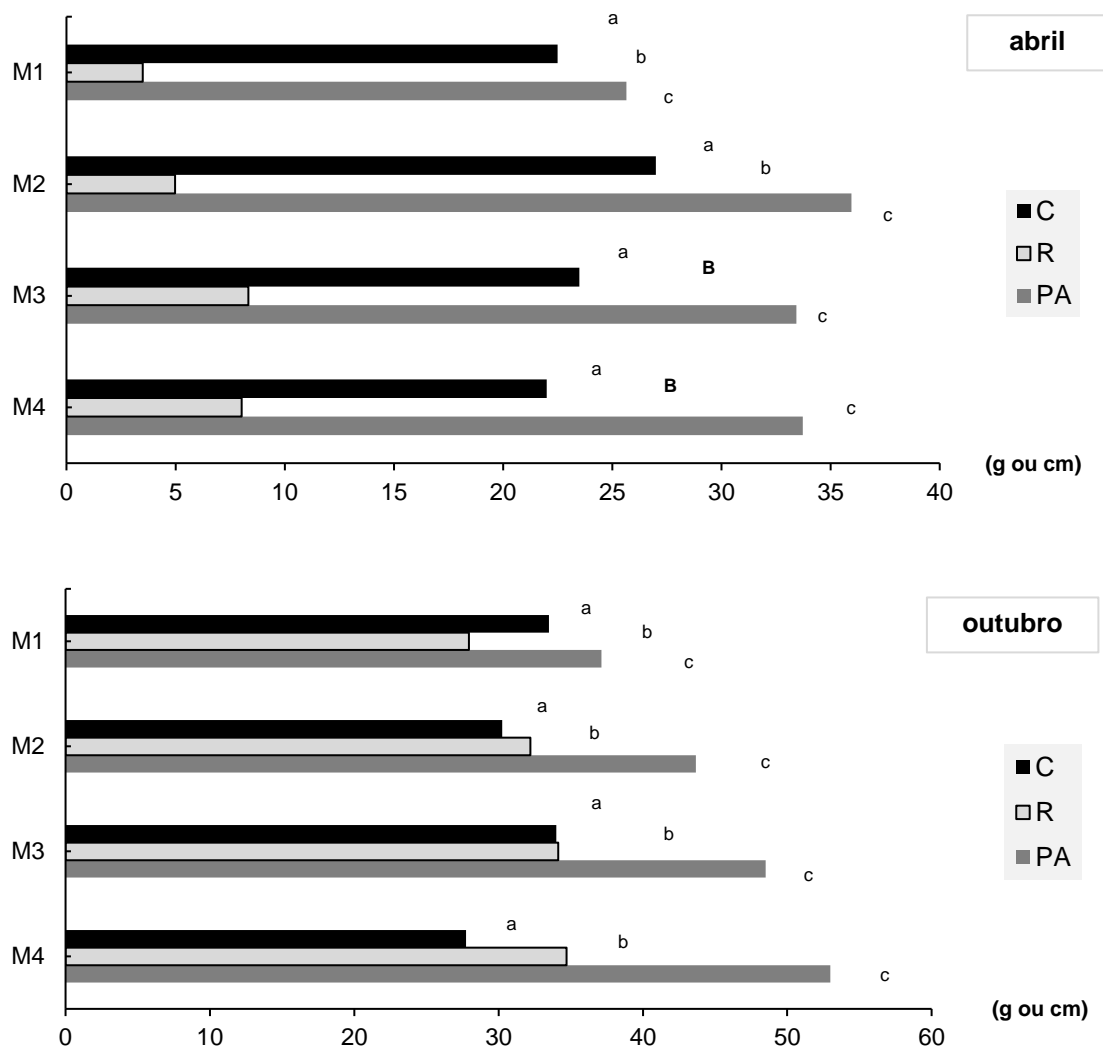


Figura 21 – Biomassa seca a 65 °C referente a abril e a outubro para cada modalidade (n=3): alcance radicular (C), peso da raiz (R) e peso da parte aérea (PA). Letras maiúsculas indicam diferenças significativas a $\alpha = 0,05$ para cada parte avaliada de cada modalidade.

A importância do aparelho fotossintético, avaliada pelo peso da parte aérea, foi idêntica em todas as modalidades, atingindo o máximo de 53 cm para a modalidade 4 (rega superficial e cobertura com PE), considerando a última avaliação realizada a 19/10/2015. Os valores médios mais elevados do alcance radicular foram registrados na modalidade 2 (rega subterrânea e cobertura biodegradável), tanto na primeira avaliação como no fim do ciclo cultural, momento em que o comprimento das raízes atingiu valores médios de 31 cm.

Para além do comprimento e do peso radiculares, foi também avaliada a distribuição das raízes por amostragem de 2 plantas por modalidade, cujas fotografias se encontram no **Anexo VII**. Desta avaliação, resultou ter-se verificado que as plantas em regime de aplicação de água subterrânea, desenvolveram preferencialmente raízes em profundidade e apresentaram menos ramificações laterais.

No tocante aos teores de nutrientes nas folhas, a amostragem foliar realizada entre o início e o terço final do período de floração (junho) permitiu verificar que os mesmos se encontravam em níveis adequados, com a especial exceção do Ca^{2+} e do Mg^{2+} , que estavam em excesso em todas as modalidades (**Anexo VIII**).

Fitossanidade

O controlo das populações de pragas e patogénios ao longo do ciclo de produção do pimento para fins horto-industriais, pode gerar uma elevada perda de rendimento, quando negligenciada. Em Portugal, os inimigos potenciais do pimento são os presentes nas normas de produção integrada em hortícolas.

De acordo com os dados preliminares existentes, além da morte de plantas por causas não parasitárias (transplantação) e de danos provocados por escaldão, foram detetados diversos problemas fitossanitários nas visitas realizadas ao campo, nomeadamente: afídios (*Aulacorthum solani*, *Macrosiphum euphorbiae* e *Myzus persicae*); lepidópteros (*Helicoverpa armigera*); moscas brancas; tripe da califórnia (*Frankliniella occidentalis*); *Alternaria* sp. (frutos); TSWV (*tomato spotted wilt virus*); morte de plantas (micose) e oídio (Arlindo Lima, comunicação pessoal). A crise de transplantação, o escaldão e o oídio foram os problemas de maior severidade, particularmente no início, no meio e no fim da cultura, respetivamente (idem). Os problemas fitossanitários mais observados distribuíram-se de forma idêntica pelas modalidades em estudo, sem qualquer diferenciação. As intervenções fitossanitárias, bem como o plano de fertilização, encontram-se no **Anexo IX**.

Produção e Produtividade

A produtividade comercializável nas modalidades em estudo situou-se entre 45 300 e 54 900 kg ha⁻¹, para a variante plástico biodegradável e rega subterrânea, e plástico biodegradável e rega superficial, respetivamente. A produtividade considerada como não comercializável (considerando a área de ensaio propriamente dita e uma adjacente conduzida de igual forma), variou no intervalo de 4 220 a 8 890 kg ha⁻¹, com uma produção média de $0,149 \pm 0,044$ kg planta⁻¹ (**Quadro11**).

Destaca-se a reduzida percentagem de frutos não comercializáveis (9%), associada à modalidade com plástico biodegradável e rega subterrânea, à qual se contrapôs o valor de 15%, na modalidade com plástico convencional e rega subterrânea. As modalidades com rega superficial apresentaram, de forma genérica, quer maior produtividade, quer maior produção por planta.

Estas diferenças na produtividade total não são, no entanto, estatisticamente diferenciáveis (**Anexo XI**) entre modalidades ($\alpha=0,05$), tanto no que respeita à produção passível de ser comercializável como à restante.

Quadro 11 - Valores médios (n=50) e totais da produção obtida por modalidade. Em que C1, C2 e C3 reportam-se aos três momentos de colheita efetuados. Por cada modalidade, letras iguais seguidas não apresentam diferenças estatisticamente significativas a $\alpha = 0,05$.

	Produção comercializável					Não comercializável	
	C1	C2	C3	Total	Produtividade	Total	Produtividade
	----- kg planta ⁻¹ -----				kg ha ⁻¹	kg planta ⁻¹	kg ha ⁻¹
PE Superficial	0,45	0,42	0,20	1,07	53 650 ^a	0,17	8 650 ^a
PE Subterrânea	0,27	0,64	0,13	1,03	51 650 ^a	0,18	8 890 ^a
Bio Superficial	0,40	0,59	0,12	1,10	54 900 ^a	0,16	8 040 ^a
Bio Subterrânea	0,38	0,50	0,03	0,91	45 300 ^a	0,08	4 220 ^a
Totalizadores							
Ensaio	0,38	0,54	0,12	1,03	51 375	0,15	7 450
Agromais	0,21	0,27	0,18	0,66	33 010		

Os valores referidos são muito baixos, uma vez que a produtividade considerada de referência para a produção de pimento é de 80 a 100 t ha⁻¹ (LQARS, 2006). Esta baixa produção pode ser atribuída às falhas na transplantação, que afetaram particularmente as modalidades sujeitas a rega subterrânea, ao escaldão, e aos problemas fitossanitários apontados, nomeadamente o oídio, que de forma geral afetaram por igual todas as modalidades. A opção de realizar acolheita em 3 momentos diferenciados (C1 – 19/08; C2 – 8/09; C3 – 25/09), refletiu-se na perda de produção em verde do momento C1 para o C2, ao passo que a colheita em C3, levou a que parte dos pimentos se encontrassem já apodrecidos. Uma partição mais equilibrada e constante da colheita talvez pudesse ter reduzido a perda de produtividade.

5. Considerações Finais

O objetivo deste trabalho consistiu na avaliação das possíveis modificações das características do solo associadas à cobertura com PE e Mater-BITM e à rega a duas profundidades. Foram por isso analisados vários indicadores da qualidade do solo, selecionados de entre os considerados mais sensíveis e de mais fácil monitorização, para diferenciar as 4 modalidades em teste. As considerações que se seguem incidem sobretudo nos resultados relativos aos indicadores de qualidade do solo utilizados, na comparação do desempenho dos materiais de cobertura e em questões relacionadas com a rega a profundidades diferenciadas, bem como em aspetos ligados ao ciclo cultural do pimento.

A duração do ensaio foi demasiado curta para que a maioria dos indicadores de qualidade pudesse ser realmente útil na deteção de modificações ocorridas em resultado das diferenças de cobertura e profundidade da rega. O carácter pontual e a interdependência entre muitos dos indicadores utilizados, dificultou extraordinariamente a interpretação dos seus resultados, em boa parte também porque no delineamento experimental utilizado não existiu uma modalidade que funcionasse como controlo.

Dado o estado de compactação que o solo apresentava antes da instalação do ensaio, causada pela utilização da área como parque de máquinas, seria sempre pouco provável que a Mvap permitisse uma boa diferenciação das parcelas de estudo. O elevado número de mobilizações realizado também não terá contribuído para que tal acontecesse.

Os teores de N, P e K extraíveis são parâmetros naturalmente importantes para a gestão das culturas. Contudo, a aplicação de fertilizantes via fertirrega causa grande variabilidade temporal nestes parâmetros, tornando-os de pouco interesse enquanto indicadores de eventuais diferenças entre modalidades.

O acompanhamento dos valores de pH e dos teores de catiões não ácidos apresenta as mesmas limitações que os teores de N,P e K enquanto indicadores. Em resultado da existência de materiais calcários no substrato litológico da região, a abundância de carbonatos no solo e a quase completa saturação do complexo de troca com catiões bivalentes, tamponizou eventuais variações resultantes de diferenças entre as modalidades.

As frações do $C_{org\ total}$, em particular as frações mais ativas (carbono particulado e carbono solúvel em água quente), refletem indiretamente a atividade biológica do solo e são suscetíveis de assinalar alterações com implicações na sustentabilidade do sistema, bem como outras relacionadas com os processos de mineralização dos resíduos e a disponibilização de nutrientes. O carbono extraível com água quente parece ser o indicador que mais facilmente poderia diferenciar as modalidades ensaiadas. Os seus valores mostraram que a atividade biológica no solo era extremamente baixa. Notou-se ainda que a considerável pobreza do solo em $C_{org\ total}$, resultante da entrada muito reduzida de resíduos orgânicos ao longo de anos, dificultou igualmente esta avaliação. Neste aspeto, parece relevante assinalar que os valores do C_{part} , ainda que muito reduzidos em termos absolutos, apresentaram uma tendência para aumentar, que foi transversal a todas as modalidades, e que muito provavelmente será

consequência da atividade radicular da cultura, instalada após um longo tempo em que o solo esteve sem vegetação.

Os índices de agregação funcionam como um indicador complementar da M_{vap} e da evolução do $C_{org\ total}$, mas, no caso em estudo, a elevada saturação do solo com Ca^{2+} e Mg^{2+} , em conjugação com o baixíssimo teor das frações ativas da MO, esconderam eventuais variações daqueles índices, dadas as dificuldades em promover a agregação do solo e a sua estabilização.

A não dependência dos momentos de rega e das quantidades de água aplicadas das condições hídricas reais do solo, bem como a forma de gestão adotada para a rega, determinaram que a evolução dos potenciais da água do solo não fosse de molde a gerar diferenças entre as diversas modalidades ensaiadas, contribuindo também para a relativa homogeneidade dos resultados dos indicadores utilizados.

No que respeita ao desenvolvimento vegetativo da cultura, à respetiva fitossanidade e à produção alcançada, não foram encontradas diferenças significativas entre as diversas modalidades. A baixa produtividade é explicada pela conjugação de fatores como as dificuldades na transplantação, os severos problemas fitossanitários que se fizeram sentir e o espaçamento temporal entre colheitas.

Dada a similitude de resultados, quer a nível dos parâmetros de qualidade do solo avaliados, quer dos indicadores biológicos da cultura, pode considerar-se que o desempenho do plástico biodegradável não foi diferenciável do do plástico PE convencional. A possível diferenciação entre ambos parece, por isso, estar dependente de aspetos relacionados com a economia do uso da água e com os “custos ambientais” associados à respetiva utilização. No que toca ao primeiro aspeto, importa referir que a já apontada não dependência dos momentos e das dotações de rega das condições hídricas do perfil introduziu perturbações que, a serem resolvidas em próximos ensaios, podem tornar a diferenciação entre modalidades mais evidente. Em relação ao segundo aspeto mencionado, é de salientar que, no final do ciclo cultural, o plástico biodegradável, que é muito mais suscetível às formas de degradação ambientais, se foi fragilizando e fragmentando de forma evidente (eventualmente até mais do que o desejável), o que potencia a minimização do problema da gestão de resíduos associada à utilização de plásticos em contexto agrícola.

A continuação deste ensaio e a eliminação de alguns dos fatores que perturbaram o mesmo durante o seu primeiro ano seria, portanto, muito relevante para avaliar de forma mais conclusiva os efeitos associados às diferentes modalidades nas características do solo.

6. Referências Bibliográficas

- Agrobiofilm 2013 em <http://www.agrobiofil.eu> (consultado em Maio 2015).
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998 *Crop evapotranspiration —guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome.
- Almeida, D. 2006. *Manual de culturas hortícolas - Volume II*. Editorial Presença, Lisboa.
- Arshad, M.A. Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam 88: 153-160.
- ASTM D 5988-03. 2003. *Standard test method for determining aerobic biodegradation in soil of plastic materials or residual plastic materials after composting*. ASTM International, West Conshohocken, PA USA.
- ASTM D6400. 2004. *International Standard specification for compostable plastics*. ASTM International, West Conshohocken, PA USA.
- Bagnouls, F. & Gaussen, H. 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Annales de Géographie* 46: 193-220.
- Brady, N.C. & Weil 2014. *The Nature and Properties of Soils*. 14th edition. Pearson International Edition, Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey.
- Bremner, J.M. & Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen total. In Page, A.L., Miller, R.H & Keeney, D.R. (Eds). *Methods of Soil Analysis - Part 2*. Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph nº 9 (2nd edition), pp. 595 - 624. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Briassoulis, D. 2006. Mechanical behaviour of biodegradable agricultural films under real field conditions. *Polymer Degradation and Stability* 91(6): 1256-1272.
- Briassoulis, D. 2007. Analysis of the mechanical and degradation performances of optimized agricultural biodegradable films. *Polymer Degradation and Stability* 92: 1115-1132.
- Briassoulis D. & Dejean C. 2010. Critical review of norms and standards for biodegradable agricultural plastics. Part I. Biodegradation in soil. *J. Polym. Environ* 18: 384.
- Cardoso, J. C. 1974. A classificação dos solos de Portugal – Nova versão. *Boletim de Solos do S.R.O.A.*, 17: 14-46.
- Cardoso, E., Vasconcellos, R., Bini, D., Miyauchi, M., Santos, C., Alves, P., Paula, A., Nakatani A., Pereira, J., Nogueira, M. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola* 70(4): 274-289.
- Carvalho, L., Oliveira, M., Duarte, E. 2012. *A cultura outonal do morangueiro com plástico biodegradável – resultados do primeiro ano de monitorização no âmbito do projecto “Agrobiofilm”*. IV Colóquio Nacional da Produção de Pequenos Frutos. Actas Portuguesas de Horticultura 20: 85-93.
- Chalker-Scott, L. 2007. Impact of Mulches on Landscape Plants and the Environment - A Review. *J. Environ. Hort.* 25(4): 239-249.
- Ciesielski, H., Stercheman T., Santerne, M. Willery, JP. 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie: agriculture and environment* 17: 9-16.

- Ćirić, V., Belic, M., Nesic, L., Seremesic, S., Pejic, B., Bezdan, A., Manojlovic, M. 2016. The sensitivity of water extractable soil organic carbon fractions to land use in three soil types. *Archives of Agronomy and Soil Science* 62(12): 1654-1664.
- Costa, A., Morais, I., Santos, D., Costa, R., Saraiva, A., Carvalho L., Lima, A., Oliveira, M., Moldão, M., Monteiro, A.A., Duarte, E. 2013. *Desempenho de filmes biodegradáveis em dois ciclos da cultura de pimento para fins industriais em Portugal*. VII Congresso Ibérico de Agroingenieria y Ciencias hortícolas, Madrid.
- Costa, J.B. 1975. *Caracterização e Constituição do Solo*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Costa, R., Saraiva, A., Carvalho, L., Duarte, E. 2014. The use of biodegradable mulch films on strawberry crop in Portugal. *Scientia Horticulturae* 173: 65-70.
- Culman, S.W., Snapp, S.S., Green, J.M. & Gentry, L.E. 2013. Short- and Long-Term Labile Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Reflect Management and Predict Corn Agronomic Performance. *Soil Fertility & Crop Nutrition* 105(2): 493-502.
- Decoteau, D., Kasperbauer M.J. & Hunt, P.G., 1990. Bell Pepper Plant Development over Mulches of diverse Colors. *HortScience* 25(4): 460-462.
- De la Rosa, D. & Sobral, R. 2008. *Soil quality and methods for its assessment*. In: Braimoh AK, Vlek PLG (eds) Land use and soil resources. Springer, Dordrecht, pp 167-200.
- De Leenher, L. & Van Hove, J. 1958. *Determination de la teneur en carbone organique des sols* *Pédologie* 8: 39-77.
- Díaz-Pérez, J. 2009. Root zone temperature, plant growth and yield of broccoli [Brassica oleracea (Plenck) var. italica] as affected by plastic film mulches. *Scientia Horticulturae* 123: 156-163.
- Díaz-Pérez, J. 2010. Bell Pepper (*Capsicum annum* L.) Grown on Plastic Film Mulches: Effects on Crop Microenvironment Physiological Attributes and Fruit Yield. *HortScience* 45: 1196 - 1204.
- Dilara, P.A., Briassoulis, D. 2000. Degradation and Stabilization of Low-density Polyethylene Films used as Greenhouse Covering Materials. *J.Agric. Engng Res* 76: 309-321.
- Dontsova, K., Norton, L.D. 2001. Effects of Exchangeable Ca: Mg Ratio on Soil Clay Flocculation, Infiltration and Erosion. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). 1999. Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting, Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory: 580-585.
- Doorenbos, J., Kassam, A.H. 1979. Yield response to water. *FAO Irrigation and Drainage* No. 33. Rome, FAO.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. *Defining and assessing soil quality*. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicsek, D.F., Stewart, B.A. (eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Madison, WI. Soil Sci. Soc. Am 35, 3-21 (special publication).
- Doran, J.W. & Safley, M. 1997. *Defining and assessing soil health and sustainable productivity*. In: Pankhurst, C. (eds). *Biological indicators of soil health*. Wallingford, UK: CAB International: 1-28.
- Doran, J.W., Zeiss, M. 2000. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Appl Soil Ecol* 15: 3-11.

- Euro AAA, Euroregião Alentejo-Algarve-Andaluzia. 2011, em <http://www.euroaaa.eu/site/index.php?module=ContentExpress&func=display&ceid=31> (consultado em Setembro 2016).
- Franzluebbers, A.J. 1999. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. *Applied Soil Ecology* 11: 91-101.
- Gao, Y., Xie, Y., Jiang, H., Wu, B., Niu, J. 2014. Soil water status and root distribution across the rooting zone in maize with plastic film mulching. *Fields Crop Research* 156: 40-47.
- Ghani, A., Dexter, M. & Perrott, K.W. 2002. Hot-water carbon is and integrated indicator of soil quality. *AgResearch* 32: 1650.
- Ghani, A., Dexter, M. & Perrott, K.W. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry* 35: 1231-1243.
- Gordon, G.G. 2006. *The effects of color plastic mulches and row covers on the growth and production of okra and summer squash*. A Thesis submitted to the Graduate Faculty of Auburn University in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master Science. Alabama.
- G.P.P, Gabinete de Planeamento e Políticas 2013. *Estratégia Nacional para programas operacionais sustentáveis de organizações de produtores de frutas e produtos hortícolas*. Governo de Portugal, Ministério da Agricultura e do Mar.
- Graci, A., Luciano, A., Zaragoza, C. L. & Aibar, J. L. 2008. *Evaluación de alternativas al uso del polietileno como cubierta del suelo para el manejo de malas hierbas y otros aspectos agronómicos en el cultivo del tomate*. "Tesis Doctoral". Universidad de Zaragoza.
- Greer, L. & Dole, J.M. 2003. Aluminum foil, aluminum-painted, plastic and degradable mulches increase yields and decrease insect-vectored viral diseases of vegetables. *Hort Tech*. 13: 176-184.
- Gregorich, E.G., Beare, M.H., Stoklas, U., St-Georges, P. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. *Geoderma* 113: 237-252.
- Hadad, D., Geresh, S. & Sivan, A. 2005. Biodegradation of polyethylene by the thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis*. *Journal of Applied Microbiology* 98(5): 1093-1100.
- Herrick, J.E. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management. *Applied Soil Ecology* 15: 75-83.
- Ibarra, L., Flores, J. & Díaz-Pérez, J. C. 2001. Growth and yield muskmelon in response to plastic mulch and row covers. *Scientia Horticulturae* 87(1-2): 139-145.
- Instituto Nacional de Estatísticas 2015. Estatísticas Agrícolas 2013, em <http://www.ine.pt>, (consultado em Agosto 2015).
- IPMA, Instituto Português do Mar e da Atmosfera 2015, em <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima> (consultado em Setembro 2015).
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome.
- Kapanen, A., Schettini, E., Vox, G., & Itävaara, M. 2008. Performance and Environmental Impact of Biodegradable Films in Agriculture: A Field Study on Protected Cultivation. *JPolym Environ* 16: 109-122.

- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. Schuman, G.E. 1997. Soil Quality: A concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Sci Soc Am J* 61: 4-10.
- Kasirajan, S. & Ngouajio M. 2012. Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 32: 501-529.
- Kijchavengkul T., Auras R., Rubino M., Ngouajio M., Fernandez R.T. 2008. Assessment of aliphatic-aromatic copolyester biodegradable mulch films. Part I: field study. *Chemosphere* 71: 942-953.
- Kim, D.G., Vargas, R., Bond-Lamberty, B., Turetsky, M.R. 2012. Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research. *Biogeosciences* 9: 2459-2483.
- Kountry, M., Lemaire, J., Delort, A.M. 2006. Biodegradation of polyethylene films with prooxidant additives. *Chemosphere* 64:1243-1252.
- Kyrikou, I., & Briassoulis, D. 2007. Biodegradation of Agricultural Plastic Films: A Critical Review. *J. Polym. Environ.* 15: 125-150.
- Laishram, J., Saxena, K.G., Maikhuri, R.K., Rao, K.S. 2012. Soil Quality and Soil Health: A Review. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 38(1): 19-37.
- Lalitha, M., Thilagam K.V., Balakrishman, N., Mansour, M. 2010. Effect of plastic mulch on soil properties and crop growth – A Review. *Agricultural Research Communication Centre* 31(2):145-149.
- Lamont, W.J. 1993. Plastic mulches for the production of vegetable crops. *HortTech* 3: 35-39.
- Lamont, W. J. 1999. Vegetable Production Using Plasticulture, em <http://www.agnet.org/library/eb/476/> (consultado em Abril 2015).
- Lamont, W.J. 2005. Plastics: Modifying the microclimate for the production of vegetable crops. *HortTech* 15: 477-481.
- LNEG, 2015 em http://geoportal.lneg.pt/index.php?option=com_content&id=57&lg=pt (consultado em Setembro 2015).
- Li, C., Moore-Kucera, J., Lee, J., Corbin, A., Brodhagen, M., Miles, C. & Inglis, D. 2014. Effects of biodegradable mulch on soil quality. *Applied Soil Ecology* 79: 59-69.
- Li, F., Song, Q., Jjemba, P.K. & Shi, Y. 2004. Dynamics of Soil Microbial Biomass C and soil fertility in crop mulched with plastic in a semiarid agro-ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1893-1902.
- Liu, X., Herbert, S.J., Hashemi, A.M, Zhang, X. & Ding, G. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation - A review. *Plant Soil Environ.* 12: 531- 543.
- Loganathan, M. & Narendiran J. N. 2014. Characterization of Soil Quality Indicators: A study. *Journal of Global Biosciences.* 3(2): 586 - 592.
- LQARS, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, INIAP 2006. *Manual de fertilização das Culturas*.
- Magnani G., Filippi F., Graifenberg A., Bertolacci M. 2005. Valutazione agronomica di film biodegradabili per la pacciamatura. *Culture Protette* 34: 59-68.

- Magdoff, F. 1992. *Building soils for better crops: Organic matter management*. Univ. of Nebraska Press, Lincoln.
- Martin-Closas L., Picuno P., Rodriguez D. & Pelacho A.M. 2008. *Properties of new biodegradable plastics for mulching, and characterization of its degradation in the laboratory and in the field*. ISHS Acta Horticulturae International Symposium on High Technology for Greenhouse System Management 801:275-282.
- Mehlich, A. 1948. Determination of cation and anion exchange properties of soils. *Soil Science*. 66: 429-445.
- Minuto, G., Pisi, L., Tinivella, F., Bruzzzone, C., Guerrini, S., Versari, M., 2008. Weed control with biodegradable mulch in vegetable crops. *Acta Horticulturae* 801: 291-298.
- Moreno, M. M., & Moreno, A. 2008. Effect of different biodegradable and polyethylene mulches on soil properties and production in a tomato crop. *Scientia Horticulturae* 116: 256-263.
- Novamont 2017 em <http://www.novamont.com/mater-bi> (consultado em Janeiro 2017).
- OMAIAA, Observatório dos Mercados Agrícolas e das Importações Agro-Alimentares, 2011 em http://www.observatorioagricola.pt/item.asp?id_item=110 (consultado em Dezembro 2016).
- Ovreas, L., Torsvik, V.V. 1998. Microbial diversity and community structure in two different agricultural soil communities. *Microbiol. Ecol.* 36: 303-315.
- Palha, M.G. 2016. A cobertura do solo com plásticos biodegradáveis, uma alternativa sustentável aos plásticos convencionais. *Vida Rural* pp 36-38.
- Plastics Europe 2016, *Plastics - the Facts 2016: An analysis of European plastics production, demand and waste data* em <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?FolID=2> (consultado em Março 2017).
- Póvoas, I. & Barral, M.F. 1992. *Métodos de Análises de Solos*. Comunicação do Instituto de Investigação Científica Tropical, série de Ciências Agrárias, 10. Lisboa.
- Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43(1-2): 131-167.
- Ren, X. 2003. Biodegradable plastics: a solution or a challenge. *Journal of Cleaner Production* 11: 27- 40.
- Santos, M. 2014. *Análise custo-benefício da utilização de filmes biodegradáveis vs filmes de polietileno: uma aplicação concreta a uma cultura de ciclo curto*. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Agrónoma, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 48 pp.
- Saraiva, A., Costa, R., Carvalho, L., Duarte, E. 2012. The use of biodegradable mulch films in muskmelon crop production. *Basic Research Journal of Agricultural Science and Review* 1(4): 88-95.
- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., Russo, G., 2011. Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives. *Journal of Agricultural Engineering* 3: 15-28.
- Schlöter, M., Dilly, O. & Munch, J.C. 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 255-262.
- Schoenholtz, S.H., Miegroet H.V., Burger, J.A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 138: 335-336.

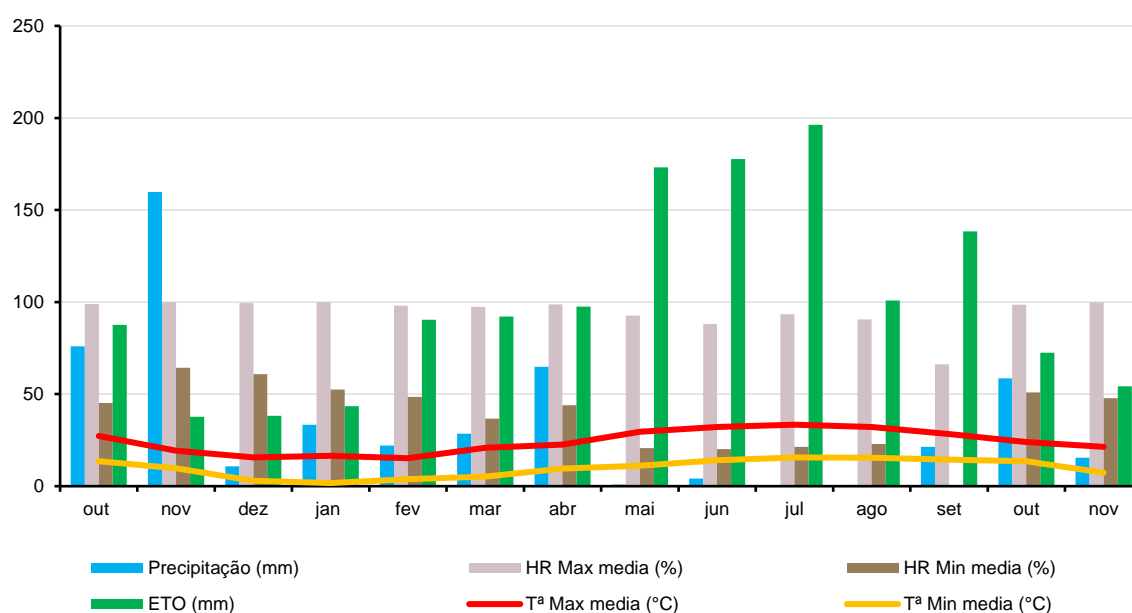
- Schulz, E. 1990. The hot water extractable C-fraction as indicator for the status of soil organic matter. *Tag Ber Akad Landwirtsch Wiss Berlin* 295: 269-275.
- Sen, S.K. & Raut, S. 2015. Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 3: 462 -473.
- Šeremešić, S., Milosev, D., Sekulic, P., Nesic, L., Ćirić, V. 2013. Total and hot-water extractable carbon relationship in Chernozem soil under different cropping systems and land use. *Journal of Central European Agriculture* 14(4): 1496-1504.
- Shuckla, M.K., Lal, R., Ebinger, M. 2005. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil & Tillage Research* 87(2): 194-204.
- Silveira, M.L.A. 2005. Dissolved Organic Carbon and Bioavailability of N and P as Indicators of Soil Quality. *Sci. Agric* 62: 502-508.
- Singer, M.J. & Ewing, S. 2000. *Soil Quality*. In: M.E. Sumner (Ed. In Chief) Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Sivan, A. 2011. New perspectives in plastic biodegradation, Current Opinion. *Biotechnology* 22: 422-426.
- SROA. 1961. Carta dos Solos de Portugal na escala 1/50 000. Folha 43 C - Beja. Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário. Secretaria de Estado da Agricultura, Ministério da Economia. Lisboa.
- Strahler, A.N. & Strahler, A.H. 1978. *Modern Physical Geography*, Jonh Wiley & Sons. New York.
- Strosser, E. 2010. Methods for determination of labile soil organic matter: An overview. *J. Agrobiol.* 27(2): 49-60.
- Tarara, J.M. 2000. Microclimate Modification with Plastic Mulch. *HortScience* 35(2): 169-180.
- Thorntwaite, C.W. 1948. An approach towards a rational classification of climate. *Geographical Review*, **38**: 55-94.
- Thorntwaite, C.W. & Mather, J.R. 1957. *Instructions and Tables for Computing Potencial Evapotranspiration and the Water Balance*. Publications in Climatology. Drexel Institute of Technology. New Jersey.
- USDA, 2001. *Guidelines for Soil Quality Assessment in Conservation Planning*. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service Soil Quality Institute.
- Valenzuela, P.A. & Gutiérrez H.C. 1999. Acolchado de suelo mediante filmes de polietileno. *El Agroecologico*, Fundación Chile.
- van-Camp, L. Bujarabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. Selvaradjou. S-K. 2004. *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. EUR 21319 EN/1. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg 872pp.
- Wander, M. 2004. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture. Soil Organic Matter Fractions and their Relevance to Soil Function*. 1ª Edição, CRC Press. Boca Raton.
- Weber C.A. 2003. Biodegradable Mulch Films for Weed Suppression in the Establishment Year of Matted-row Strawberries. *Hort Technology* 13(4): 665-668.

- Weigel A., Eustice T., Van Antwerpen R., Naidoo G. 2011. Soil Organic Carbon (SOC) Changes indicated by hot water extractable carbon (HWEC). *Proc S Afr Sug Technol Ass* 84: 210-222.
- Zribi, W., Aragüés, R., Medina, E., Faci, J.M. 2015. Efficiency of inorganic and organic mulching materials for soil evaporation control. *Soil & Tillage Research* 148: 40-45.

Anexos

Anexo I – Dados meteorológicos para o período do ensaio e evolução de parâmetros meteorológicos e agrometeorológicos (Dados Filmagrega, 2015).

		Precipitação (mm)	T Max média (°C)	T Min média (°C)	HR Max média (%)	HR Min média (%)	ET _o (mm)	Fonte
2014	Outubro	76	27,3	13,6	99	45,2	87,6	Estação do perímetro de rega do roxo
	Novembro	159,8	19,3	9,8	99,9	64,4	37,8	Estação do perímetro de rega do roxo
	Dezembro	10,8	15,7	2,9	99,4	60,8	38,2	Estação do perímetro de rega do roxo
	Janeiro	33,4	16,5	1,7	99,9	52,5	43,5	Estação do perímetro de rega do roxo
	Fevereiro	22	15,2	3,8	98,1	48,5	90,4	Estação do perímetro de rega do roxo
2015	Março	28,5	20,9	5,2	97,4	36,6	92,1	Estação do perímetro de rega do roxo
	Abril	64,9	22,6	9,6	98,8	43,9	97,6	Estação do perímetro de rega do roxo
	Maio	0,9	29,5	11,1	92,6	20,7	173,2	Estação do perímetro de rega do roxo
	Junho	4,1	32,1	14,1	88,2	20,1	177,6	Estação do perímetro de rega do roxo
	Julho	0	33,4	15,6	93,4	21,3	196,2	Estação do perímetro de rega do roxo
	Agosto	0,6	32,2	15,4	90,6	23	100,8	Estação do perímetro de rega do roxo
	Setembro	21,3	28,3	14,4	66,2		138,3	IPMA Beja, relatório agrometeorológico
	Outubro	58,6	24	13,6	98,5	51	72,5	Estação do perímetro de rega do roxo
	Novembro	15,4	21,4	7,3	99,8	47,8	54,2	Estação do perímetro de rega do roxo



Anexo II – Valores médios ($n = 3$) e desvios-padrão do pH(H₂O) e pH(KCl) para cada modalidade e profundidade.

profundidade		Abril		Julho		Setembro	
cm		H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl
M1	0-10	8,48±0,05	7,22±0,07	7,83±0,67	7,37±0,13	7,96±0,38	7,02±0,19
	20-30	8,41±0,18	7,22±0,07	8,15±0,35	7,32±0,02	8,17±0,05	7,07±0,16
M2	0-10	8,51±0,03	7,17±0,05	8,61±0,18	7,22±0,07	8,20±0,14	7,07±0,11
	20-30	8,47±0,10	7,15±0,10	8,62±0,12	7,21±0,09	8,21±0,05	7,03±0,08
M3	0-10	8,53±0,09	7,16±0,09	8,78±0,10	7,28±0,13	8,46±0,07	7,08±0,14
	20-30	8,56±0,16	7,18±0,15	8,77±0,03	7,32±0,11	8,48±0,09	7,08±0,10
M4	0-10	8,51±0,15	7,26±0,14	8,61±0,09	7,28±0,04	8,51±0,07	7,11±0,07
	20-30	8,57±0,20	7,30±0,14	8,69±0,07	7,23±0,04	8,59±0,04	7,08±0,03

Anexo III – Valores médios ($n = 3$) dos teores de carbono orgânico total ($C_{org\ total}$) em abril e outubro para cada modalidade e profundidade. Por cada profundidade, letras iguais seguidas não apresentam diferenças significativas a $\alpha = 0,05$.

	Abril			Outubro		
	Prof. (cm)	$C_{org\ total}$ g kg ⁻¹		Prof. (cm)	$C_{org\ total}$ g kg ⁻¹	
M1	0-10	3,92	<i>a</i>	0-10	3,69	<i>a</i>
	20-30	3,80	<i>a'</i>	20-30	3,69	<i>a'</i>
M2	0-10	4,04	<i>a</i>	0-10	3,53	<i>a</i>
	20-30	4,08	<i>a'</i>	20-30	3,36	<i>a'</i>
M3	0-10	4,00	<i>a</i>	0-10	3,05	<i>a</i>
	20-30	3,38	<i>a'</i>	20-30	3,21	<i>a'</i>
M4	0-10	3,90	<i>a</i>	0-10	4,28	<i>a</i>
	20-30	3,72	<i>a'</i>	20-30	4,32	<i>a'</i>

Anexo IV – Avaliação do teor de carbonatos em CaCO₃ (%).

	Humidade	Peso	Tseca	Vol. CO ₂	Temp	Pressão	Pesquisa	Fator	CaCO ₃
amostra	%	g	105°C	ml	°C				%
M1									
R1 P1		2,54	2,5400	120	24	759	+++	0,004206	19,87
R1 P2		4,17	4,1700	153	24	759	+++	0,004206	15,43
R2 P1		3,42	3,4200	94	24	759	++++	0,004206	11,56
R2 P2		3,16	3,1600	151	24	759	++++	0,004206	20,10
R3 P1		2,38	2,3800	105	24	759	+++++	0,004206	18,56
R3 P2		2,31	2,3100	86	24	759	+++++	0,004206	15,66
M2									
R1 P1		4,27	4,2700	100	24	759	+++	0,004206	9,85
R1 P2		3,99	3,9900	170	24	759	++++	0,004206	17,92
R2 P1		4,02	4,0200	127	24	759	++++	0,004206	13,29
R2 P2		2,53	2,5300	53	24	759	+++++	0,004206	8,81
R3 P1		2,44	2,4400	90	24	759	+++++	0,004206	15,51
R3 P2		2,59	2,5900	113	24	759	+++++	0,004206	18,35
M3									
R1 P1		2,07	2,0700	74	24	759	+++	0,004206	15,04
R1 P2		2,40	2,4000	112	24	759	+++	0,004206	19,63
R2 P1		2,90	2,9000	103	24	759	+++++	0,004206	14,94
R2 P2		3,66	3,6600	133	24	759	++++	0,004206	15,28

Anexo IV – Continuação.

R3 P1	2,78	2,7800	104	24	759	+++++	0,004206	15,73
R3 P2	2,44	2,4400	117	24	759	+++++	0,004206	20,17

M4

R1 P1	3,60	3,6000	178	24	759	++++	0,004206	20,80
R1 P2	3,31	3,3100	174	24	759	++++	0,004206	22,11
R2 P1	2,19	2,1900	128.5	24	759	++++	0,004206	24,68
R2 P2	3,44	3,4400	224.5	24	759	++++	0,004206	27,45
R3 P1	2,73	2,7300	144	24	759	+++++	0,004206	22,19
R3 P2	2,52	2,5200	155	24	759	+++++	0,004206	25,87

Anexo V – Teores do HWEc para cada amostra, valores médios e desvios-padrão para 0-10 cm (p1) e 20-30 cm (p2).

M1	HWEc ABRIL	Prof.	Média %	Desvio-padrão %
R1P1	0,274			
R1P2	0,296			
R2P1	0,291	p1	0,32	0,065
R2P2	0,397	p2	0,35	0,051
R3P1	0,394			
R3P2	0,363			
M2				
R1 P1	0,266			
R1 P2	0,644			
R2 P1	0,376			
R2 P2	0,290	p1	0,38	0,116
R3 P1	0,497	p2	0,48	0,178
R3 P2	0,510			
M3				
R1 P1	0,472			
R1 P2	0,266			
R2 P1	0,578			
R2 P2	0,261	p1	0,55	0,063
R3 P1	0,585	p2	0,29	0,039
R3 P2	0,330			
M4				
R1 P1	0,550			
R1 P2	0,688			
R2 P1	0,537			
R2 P2	0,486	p1	0,51	0,063
R3 P1	0,435	p2	0,49	0,195
R3 P2	0,298			
M1	HWEc OUTUBRO			
R1P1	0,217			
R1P2	0,011			
R2P1	0,164	p1	0,24	0,089
R2P2	0,348	p2	0,20	0,171
R3P1	0,338			
R3P2	0,232			
M2				









Anexo V – Continuação.

R1 P1	0,371			
R1 P2	0,454			
R2 P1	0,364			
R2 P2	0,173	p1	0,31	0,106
R3 P1	0,184	p2	0,27	0,157
R3 P2	0,191			
M3				
R1 P1	0,181			
R1 P2	0,195			
R2 P1	0,205			
R2 P2	0,280	p1	0,22	0,047
R3 P1	0,272	p2	0,23	0,044
R3 P2	0,219			
M4				
R1 P1	0,239			
R1 P2	0,084			
R2 P1	0,206		média	
R2 P2	0,164	p1	0,24	0,028
R3 P1	0,262	p2	0,17	0,089
R3 P2	0,261			

Anexo VI – Relações percentuais inicial (abril) / final (outubro) entre os teores de $C_{org\ total}$, C_{part} e HWECE.

Abril / Outubro		HWECE/ C_{part}	HWECE/ $C_{org\ total}$	$C_{part}/C_{org\ total}$
		----- % -----		
M1	0-10	50,7 / 29,1	8,2 / 6,5	16,1 / 22,3
	20-30	48,7 / 31,3	9,3 / 5,3	19,0 / 17,1
M2	0-10	52,9 / 39,7	9,4 / 8,1	17,8 / 21,8
	20-30	67,1 / 34,1	11,8 / 5,5	17,6 / 23,8
M3	0-10	78,9 / 31,8	13,6 / 7,2	17,3 / 22,6
	20-30	60,7 / 37,0	8,5 / 7,2	13,9 / 19,5
M4	0-10	63,6 / 24,7	13,0 / 5,5	20,5 / 22,3
	20-30	80,6 / 24,2	13,2 / 3,9	16,4 / 16,3

Anexo VII – Comparação da distribuição radicular de 2 plantas de cada modalidade (64 dias após transplantação).

	Rega superficial		Rega subterrânea	
	Planta 1	Planta 2	Planta 1	Planta 2
Polietileno				
Biodegradável				

Anexo VIII – Quadro da análise foliar e teores adequados de nutrientes em folhas de pimento (extrato de LQRS, 2006). Nota: folhas da modalidade 2 foram colhidas com mais 15 dias.

	-----g/kg-----									
	N		P		K		Ca		Mg	
	Rep.1	Rep.2	Rep.1	Rep.2	Rep.1	Rep.2	Rep.1	Rep.2	Rep.1	Rep.2
M1	40,3	41,6	5,8	4,8	72,6	67,6	33,5	26,5	15,4	13,6
M2	35,9	42,9	3,3	4,8	43,0	50,5	11,5	12,4	7,3	9,0
M3	38,4	39,1	3,7	4,1	66,0	66,0	30,7	40,7	13,9	16,6
M4	47,1	46,2	4,1	4,3	53,0	47,6	38,2	38,6	20,6	21,0

Teores adequados de nutrientes em folhas de pimento

Folha completamente desenvolvida mais recente, colhida entre o início e o terço final do período de floração.

ou

Folha completamente desenvolvida mais recente, colhida no terço final do período de floração.

Época de colheita	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	B (mg kg ⁻¹)
Entre o início e o terço final do período de floração	40,0	3,5	40,0	10,0	3,0	60	50	20	6	25
	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
	60,0	10,0	60,0	25,0	10,0	300	250	200	25	75
Último terço do período de floração	35,0	2,2	35,0	13,0	3,0	60	50	20	6	25
	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
	50,0	7,0	45,0	28,0	10,0	300	250	200	25	75

Anexo IX – Listagem das intervenções e aplicações (Dados Agromais).

PLUS ALQUEVA - ENSAIO		
DATA	PIMENTO	OBSERVAÇÕES
27-Fev	10 l/ha Roundup Ultramax	10 litros total
10-Mar	Abertura perfil com retroescavadora	
11-Mar	Destroçamento restos vegetais	
14-Mar	Gradagem	
16-Mar	Chiselagem	
20-Abr	Chiselagem	
21-Abr	Adubo fundo: 400 Kg/ha Amicote 10.12.22	
22-Abr	Armação de camalhões	
24-Abr	Espalhamento plástico e fita	
28-Abr	Plantação	Variedade Torpedo
16-Mai	Humifosfato 5- 127Kg/ha	Na rega
29-Mai	Humifosfato 5- 127Kg/ha	Na rega
19-Jun	Inseticida: Stward-125 g/ha	Noctuas e lagartas
27-Jun	KSC Adour - 5 Kg/ha	Na rega
03-Jul	Inseticida: Judo - 200ml/ha	Lagartas
10-Jul	NitrogeI 28S- 134 Kg/ha	Na rega
16-Jul	Solutek 18.18.18- 100 Kg/ha	Na rega
20-Jul	Nitrato Ca- 100 Kg/ha	Na rega
24-Jul	NitrogeI 28S- 134 Kg/ha	Na rega
28-Jul	Inseticida: Affirm - 1.5 Kg/ha	Lagartas
03-Ago	Inseticida: Actara -0. 1L/ha	Lagartas
10-Ago	Início da colheita	
24-Set	Fim da colheita	Produção 36 Ton./ha

Anexo X – Análise granulométrica e análise de agregados para abril e outubro em que AG – areia grossa, AF – areia fina, L - limo e A – argila

		<i>Abril</i>				<i>Outubro</i>							
		Análise granulométrica (g kg⁻¹)				Análise de Agregados (g kg⁻¹)				Análise de Agregados (g kg⁻¹)			
	cm	A.G	A.F	L	A	A.G	A.F	L	A	A.G	A.F	L	A
M1	0-10	114	285	158	443	122	299	544	34	147	323	505	26
M2	0-10	103	295	151	451	103	308	540	46	64	346	577	12
M3	0-10	109	296	130	465	119	278	586	17	112	329	542	18
M4	0-10	81	316	119	484	95	302	595	9	78	318	580	24
M1	20-30	112	276	153	458	123	300	563	13	120	316	554	11
M2	20-30	115	283	169	434	114	309	539	38	74	333	576	16
M3	20-30	119	296	127	458	121	294	572	12	116	323	543	18
M4	20-30	107	316	124	454	112	309	565	13	76	318	594	12

Anexo XI – Resultados de análises de variância (Exportado do programa Excel 2007).**Mvap A-O 0-20 cm
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0.067147397	1	0.067147	11.14948	0.002973	4.30095
Dentro de grupos	0.132494273	22	0.006022			
Total	0.19964167	23				

**Mvap A-O 20-30 cm
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0.003643156	1	0.003643	0.780699	0.386481	4.30095
Dentro de grupos	0.102663659	22	0.004667			
Total	0.106306815	23				

**Ca²⁺ A-O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0.890625	1	0.890625	0.484014	0.49011	4.051749
Dentro de Grupos	84.64376	46	1.840082			
Total	85.53438	47				

**Mg²⁺ A-O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.149981	1	0.149981	0.040182	0.842008	4.051749
Dentro de Grupos	171.6958	46	3.732516			
Total	171.8457	47				

**K⁺ A-O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.015429	1	0.015429	4.128241	0.047972	4.051749
Dentro de Grupos	0.171921	46	0.003737			
Total	0.18735	47				

**Na⁺ A-O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.988727634	1	0.988727634	82.0076	8.64873E-12	4.051748565
Dentro de Grupos	0.554600147	46	0.012056525			
Total	1.54332778	47				

Anexo XI – Continuação.**Corg total (p1/p2) A
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.002951979	1	0.002952	1.325461	0.261974	4.30094946
Dentro de Grupos	0.048996936	22	0.002227			
Total	0.051948914	23				

**Corg total (p1/p2) O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	1.73661E-05	1	1.74E-05	0.002645	0.959448	4.30094946
Dentro de Grupos	0.14444662	22	0.006566			
Total	0.144463986	23				

**Corg total p1A/p1O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.005541	1	0.005541	1.453933	0.240709	4.300949
Dentro de Grupos	0.083845	22	0.003811			
Total	0.089386	23				

**Corg total p2A/p2O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.000589	1	0.000589	0.118274	0.734179312	4.300949
Dentro de Grupos	0.109599	22	0.004982			
Total	0.110188	23				

**Cpart(p1/p2) A
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.000375017	1	0.000375017	1.323988	0.262231	4.300949
Dentro de Grupos	0.006231462	22	0.000283248			
Total	0.006606479	23				

**Cpart(p1/p2) O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.000878871	1	0.000878871	5.19167	0.03276	4.300949
Dentro de Grupos	0.003724265	22	0.000169285			
Total	0.004603135	23				

**Cpart p1A/p1O
Exp. Excel2007**

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre Grupos	0.000375017	1	0.000375017	1.323988	0.26223114	4.300949462
Dentro de Grupos	0.006231462	22	0.000283248			
Total	0.006606479	23				

Anexo XI – Continuação.

Cpart p2A/p2O
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.000206	1	0.000206	1.094636	0.306806	4.300949
Dentro de Grupos	0.004145	22	0.000188			
Total	0.004351	23				

HWEc (p1/p2) A
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.007518	1	0.007518	0.423022	0.522168	4.300949
Dentro de Grupos	0.390984	22	0.017772			
Total	0.398502	23				

HWEc (p1/p2) O
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.006423119	1	0.006423	0.695886	0.413136	4.300949
Dentro de Grupos	0.203062971	22	0.00923			
Total	0.20948609	23				

HWEc p1A/p1O
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.211281215	1	0.211281	22.15283	0.000107	4.300949
Dentro de Grupos	0.20982365	22	0.009537			
Total	0.421104865	23				

HWEc p2A/p2O
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.205292062	1	0.205292	11.75469	0.002402	4.300949
Dentro de Grupos	0.38422337	22	0.017465			
Total	0.589515432	23				

HWEc (M1/M2/M3/M4) p1 A
Exp. Excel2007

Fonte de Variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.101084	3	0.033695	5.27842	0.026693	4.066181
Dentro de Grupos	0.051068	8	0.006383			
Total	0.152152	11				

Anexo XI – Continuação.

HWEc (M1/M2/M3/M4) p2 A
Exp. Excel2007

Fonte de Variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.09032	3	0.030107	1.621768	0.259596	4.066181
Dentro de Grupos	0.148512	8	0.018564			
Total	0.238832	11				

HWEc (M1/M2/M3/M4) p1 O
Exp. Excel2007

Fonte de Variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.013203	3	0.004401	0.791716	0.531829	4.066181
Dentro de Grupos	0.044469	8	0.005559			
Total	0.057672	11				

HWEc (M1/M2/M3/M4) p2 O
Exp. Excel2007

Fonte de Variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre Grupos	0.017792	3	0.005931	0.37183	0.775714	4.066181
Dentro de Grupos	0.127599	8	0.01595			
Total	0.145391	11				

CTC_M M1/M2/M3/M4 p1
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre grupos	8.032901	3	2.677634	1.912347	0.206105	4.066181
Dentro de grupos	11.20145	8	1.400182			
Total	19.23436	11				

CTC_M M1/M2/M3/M4 p2
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre grupos	6.798556	3	2.266185	0.859276	0.500343	4.066181
Dentro de grupos	21.09855	8	2.637318			
Total	27.8971	11				

PA M1/M2/M3/M4 avaliação 1
Exp. Excel2007

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor p	F crítico
Entre grupos	121,8737	3	40,62458	0,667656	0,614624	6,591382
Dentro de grupos	243,3862	4	60,84654			
Total	365,2599	7				

Anexo XI – Continuação.

R M1/M2/M3/M4
Avaliação 1
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	33,5212	3	11,17373	28,1987	0,003764	6,591382
Dentro de grupos	1,585	4	0,39625			
Total	35,1062	7				

PA M1/M2/M3/M4
Avaliação 2
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	276,3183	3	92,10611	1,900614	0,270815	6,591382
Dentro de grupos	193,845	4	48,46124			
Total	470,1633	7				

R M1/M2/M3/M4
Avaliação 2
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	56,25294	3	18,75098	2,374582	0,211079	6,591382
Dentro de grupos	31,58615	4	7,896538			
Total	87,83909	7				

C M1/M2/M3/M4
Avaliação 1
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	30,5	3	10,16667	0,557078	0,670786	6,591382
Dentro de grupos	73	4	18,25			
Total	103,5	7				

C M1/M2/M3/M4
Avaliação 2
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	26,34375	3	8,78125	0,240788	0,86416	6,591382
Dentro de grupos	145,875	4	36,46875			
Total	172,21875	7				

Anexo XI – Continuação.

Produção M1/M2/M3/M4
Comercializável
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,038262	3	0,012754	0,195469	0,899055	2,769431
Dentro de grupos	3,653908	56	0,065248			
Total	3,69217	59				

Produção M1/M2/M3/M4
Não comercializável
Exp. Excel2007

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor p</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1,42946	3	0,476486667	2,163624759	0,109273	2,866266
Dentro de grupos	7,92814	36	0,220226111			
Total	9,3576	39				